

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PAMPA

MARIA CAROLINE FERREIRA DA SILVA

POTENCIAL FITORREMEIADOR DE *Ricinus communis* L. (MAMONA) EM SOLO CONTAMINADO PELA PRESENÇA DE FERRO (Fe^{2+}), ORIUNDO DE REJEITO DE MINÉRIO, EM MINAS DO CAMAQUÃ - RS

Caçapava do Sul

2019

MARIA CAROLINE FERREIRA DA SILVA

POTENCIAL FITORREMEIADOR DE *Ricinus communis* L. (MAMONA) EM SOLO CONTAMINADO PELA PRESENÇA DE FERRO (Fe²⁺), ORIUNDO DE REJEITO DE MINÉRIO, EM MINAS DO CAMAQUÃ - RS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, da Universidade Federal do Pampa, como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em (Engenharia Ambiental e Sanitária).

Orientador: Prof^a. Dr^a. Caroline Wagner

Caçapava do Sul

2019

Ficha catalográfica elaborada automaticamente com os dados fornecidos
pelo(a) autor(a) através do Módulo de Biblioteca do
Sistema GURI (Gestão Unificada de Recursos Institucionais) .

5586 da Silva, Maria Caroline Ferreira
Potencial fitorremediador de *Ricinus communis L.*
(mamona) em solo contaminado pela presença
de ferro(Fe²⁺), oriundo de rejeito de minério em Minas
de Camaquã - RS / Maria Caroline Ferreira da Silva.
70p.

Trabalho de Conclusão de Curso(Graduação)-Universi-
dade Federal do Pampa, ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁ-
RIA, 2019.
"Orientação: Caroline Wagner".

1. *Ricinus communis L.* 2. Fitorremediação . 3.
Rejeito . 4. Minas do Camaquã. 5. Ferro. I. Título.

MARIA CAROLINE FERREIRA DA SILVA

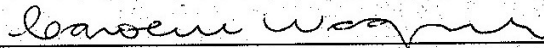
POTENCIAL FITORREMEIADOR DE *Ricinus communis* L. (MAMONA) EM SOLO CONTAMINADO PELA PRESENÇA DE FERRO (Fe²⁺), ORIUNDO DE REJEITO DE MINÉRIO, EM MINAS DO CAMAQUÃ - RS.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, da Universidade Federal do Pampa, como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em (Engenharia Ambiental e Sanitária).

Orientador: Prof^a. Dr^a. Caroline Wagner

Trabalho de Conclusão de Curso defendido e aprovado em: 27, Junho de 2019.

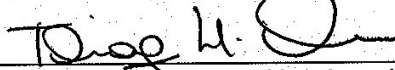
Banca examinadora:



Prof. Dr^a. Caroline Wagner
Orientador
UNIPAMPA



Prof. Dr. Rafael Matias Feltrin
UNIPAMPA



Prof. Dr. Thiago Henrique Lugokenski
UNIPAMPA

Dedico este trabalho aos que estiveram ao meu lado neste ciclo, mas principal a minha grande, nada fácil: "Família Realeza".

AGRADECIMENTO

Agradeço aos meus que já se foram, mas principalmente ao meu avô Raul (*in memoriam*) que me recebeu de braços abertos, me apoiou, e faz parte da realização deste sonho.

Agradeço aos meus pais, Leiza e Zoilo por tudo que fizeram e fazem por mim e meus irmãos, pelos valores, pelo amor incondicional e por serem nosso alicerce.

Agradeço aos meus irmãos mais velhos Ana e Matias, que são os guardiões das minhas melhores lembranças e cúmplices da vida.

Agradeço ao meu namorado e parceiro de vida, Felipe, por me apoiar nesta jornada e sonhar junto comigo.

A minha querida orientadora Caroline, pelos ensinamentos acadêmicos e lições de vida. Sempre dedica a este trabalho, jamais esquecerei por toda ajuda que me destes.

As amigas Maurinha e Rafinha que me incentivaram e viveram cada momento nestes anos, sejam eles bons ou ruins.

Aos amigos Baitaca e Daniel pela mão amiga e pelas noites de Cálculo 3.

A todos os professores por todo o conhecimento passado, mas em especial aos professores Thiago, Feltrin, Zilda, Mateus, Júlio, Osmarzinho e Maria Amélia. Que contribuíram diretamente para meu amadurecimento diante da academia.

Aos técnicos da UNIPAMPA, Guilherme, Ângela e Lenon que me ajudaram com as análises do trabalho.

E aos meus amigos e colegas pelas conversas, pelo incentivo, experiências, risadas e cervejas compartilhadas.

“Mesmo quando tudo parece desabar, cabe a mim decidir entre rir ou chorar, ir ou ficar, desistir ou lutar; porque descobri, no caminho incerto da vida que o mais importante é o decidir.”

Cora Coralina

RESUMO

As atividades antropogênicas como as voltadas à mineração, vem contribuindo com a contaminação do solo, água e ecossistemas. O não desenvolvimento da cobertura vegetal em extensas áreas afetadas por rejeito de áreas mineradas pode levar a casos extremos de degradação ambiental. Para recuperação de áreas degradadas, e ou a remoção de um agente tóxico no solo, tais como metais pesados, é usual e econômico o emprego de técnicas de fitorremediação. Esta técnica se vale do uso de espécies de plantas que utilizam diferentes mecanismos diante destes contaminantes, como fitoextração e fitoestabilização. Assim, este trabalho objetiva avaliar o potencial fitorremediador da espécie *Ricinus communis* L. (Mamona), *ex situ*, em solo contaminado por rejeito de minério, com altos teores de Fe_2O_3 (óxido de ferro), localizado em Minas do Camaquã, distrito de Caçapava do Sul, RS. Para isso foi avaliado parâmetros de crescimento (altura, diâmetro do caule, tamanho da raiz principal, número de folhas e raízes secundárias), alterações fisiomorfológicas (alterações na coloração e crescimento) e potencial de fitoextração da espécie *Ricinus communis* cultivadas em diferentes solos em 90 dias de crescimento. Bem como as concentrações de ferro nos diferentes solos utilizados (solo controle, coletado em três pontos diferentes da área de estudo, e solos com misturas proporcionais de solo controle e solo da área contaminada). Foi observado uma variação de concentração de Fe nos diferentes solos, sendo o ponto C com maior concentração ($0,0315 \text{ mg kg}^{-1}$). As plantas de *Ricinus communis* L. submetidas à solos contaminados por rejeito, não exibiram sintomas de toxidez típicas de Fe. Nos parâmetros de crescimento, observamos que P2 obteve altura maior em relação as demais amostras de planta com altura de 24,7 cm. Além disso a espécie apresentou capacidade de bioconcentrar Fe ($P2=1,89 \text{ mg kg}^{-1}$) e mantê-lo em maior concentração em suas raízes ($P3=0,89 \text{ mg kg}^{-1}$) utilizando a técnica de fitoestabilização. A *Ricinus communis* se mostrou promissora como fitorremediadora, e mais estudos precisam ser feitos (na área de rejeito, bem como de longo prazo) para um melhor entendimento do uso da espécie nesta área.

Palavras-chave: *Ricinus communis* L.; Rejeito; Fitorremediação.

ABSTRACT

Anthropogenic activities such as those directed to mining, have contributed to the contamination of soil, water and ecosystems. The non-development of plant cover in extensive affected areas by reject of mined areas, can lead to extreme cases of environmental degradation. For recovery of degraded areas, the removal of a toxic agent in the soil, such as heavy metals, is usual and the use of phytoremediation techniques. This technique is the use of plant species that affect contaminants, such as phytoextraction and phytostabilization. Thus, this work aimed at the adjustment potential of the *Ricinus communis* L. (Castor) species, ex situ, in soil contaminated by ore tailings, with high levels of Fe₂O₃ (iron oxide), located in Minas do Camaquã, district of Caçapava do Sul, RS. For this purpose, growth parameters (height, stem diameter, main root size, number of leaves and secondary roots), physiological and morphological changes (changes in coloration and growth), and phytoextraction potential of *Ricinus communis* cultivated in different soils in 90 days of growth. As well as the concentrations of iron in the different soils used (control soil, collected at three different points of the study area, and soils with proportional mixtures of soil control and soil of the contaminated area). A variation of Fe concentration in the different soils was observed, with C being the highest concentration (0.0315 mg kg⁻¹). The plants of *Ricinus communis* L. submitted to soils contaminated with tailings did not exhibit typical toxicity symptoms of Fe. In the growth parameters, we observed that P2 obtained higher height in relation to the other plant samples with height of 24, 7 cm. In addition, the species showed a bioconcentration capacity of Fe (P2 = 1.89 mg kg⁻¹) and kept it in a higher concentration (P3 = 0.89 mg kg⁻¹) using the phytostabilization technique. *Ricinus communis* has shown to be promising as a phytoremediate, and further studies have to be done (in the tailing area as well as in the long term) for a better understanding of the use of the species in this area.

Key Words: *Ricinus communis* L.; Reject; Phytoremediation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Aparência saudável das folhas de Mamona e Raízes da Mamona	36
Figura 2 - Mapa com a Localização da área de estudo e pontos de coleta.	38
Figura 3 - Imagem da degradação do solo pelo rejeito de minério, nas Minas do Camaquã.....	39
Figura 4 - Mapa de localização dos pontos de coleta na bacia do rejeito em Minas do Camaquã.....	40
Figura 5 - Concentração de Fe nas amostras de solo 90D. N: Nativo (n=8), Ra: Rejeito A(n=8), Rb: Rejeito B(n=8), Rc: Rejeito C(n=8); e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N (todos os solos tiveram n=4).	47
Figura 6 - Mapa de isotores da % Fe no solos: Nativo, Rejeito A, Rejeito B e Rejeito C com suas coordenadas.....	48
Figura 7 - Mapa de perfil de elevação com as declividades (na seta vermelho) de cada ponto de estudo Nativo, Rejeito A, Rejeito B e Rejeito C; Plotado pelo programa Google Earth Pro.....	49
Figura 8 - Os gráficos representam as concentrações de Fe nos diferentes órgãos: a) caule,b) folha e c) raiz, da <i>Ricinus communis</i> L. cultivados em diferentes solos N: Nativo, Ra: Rejeito A, Rb: Rejeito B, Rc: Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25.	500
Figura 9 - Gráfico da concentração total de Fe, em <i>Ricinus communis</i> L. exposta por 90D a diferentes tipo de solo: N: Nativo(n=6), Ra: Rejeito A(n=7), Rb: Rejeito B(n=7), Rc: Rejeito C(n=6); e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/.....	51
Figura 10 - Representa o crescimento da Mamona aos a)45 dias, e o crescimento aos b) 90 dias de experimento.....	53
Figura 11 - Altura(ALT) médias das amostras de <i>Ricinus communis</i> aos a)45 e b)90 dias crescendo em diferentes solos: Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N.	54

Figura 12 - Gráficos dos Diâmetros dos Caules(DC) médios, de *Ricinus communis* aos a)45 e b)90 dias crescendo em diferentes solos: Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N.55

Figura 13 - Valores médios do Número de Folhas (NF) para *Ricinus communis* aos a)45 e b)90 dias crescendo em diferentes solos: Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N.56

Figura 14 - Valores médios do Número de Raízes Secundárias (NRS) para amostras de *Ricinus communis* aos a)45 e b)90 dias crescendo em diferentes solos: Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N.566

Figura 15 - Valores médios do Tamanho de Raiz principal (TRP) para *Ricinus communis* aos a)45 e b)90 dias crescendo em diferentes solos: Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N.....57

Figura 16 - *Ricinus communis* após 90 dias. Na ordem (esquerda para direita): plantas que menos e mais se desenvolveram. N: Nativo, Ra: Rejeito A, Rb: Rejeito B, Rc: Rejeito C(n=8); e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N(n=4).....58

Figura 17 - Fatores de Bioconcentração(FBC) e Translocação(FT) de *Ricinus commmunis* L. nos 90 dias(b e d) de exposição em solos Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N.....60

LISTA DE TABELAS

Tabela	1	-	Valores	físico-químicos	das	amostras	de	
solo.....								46

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

R – Rejeito

N – Nativo

n – número de amostras

FBC – Fator de bioconcentração

FT – Fator de translocação

Fe – Ferro

Mg – miligramas

Kg – quilogramas

Ppm – partes por milhão

CE – Condutividade Elétrica

pH – potencial hidrogenionico

Ug – Umidade gravimétrica

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 JUSTIFICATIVA	19
3 OBJETIVO GERAL E ESPECÍFICOS	20
3.1 Objetivo Geral	20
3.2 Objetivos Específicos	20
4 REFERENCIAL TEÓRICO	21
4.1 Mineração	21
4.1.1 Impactos Ambientais Causados pela Mineração	21
4.1.2 Rejeito.....	21
4.2 Principais Metais Pesados	22
4.2.1 Ferro	23
4.2.2. Influência do Ferro em plantas.....	24
4.3 Recuperação de áreas degradadas	26
4.3.1 Fitorremediação	27
4.3.2 Técnicas de Fitorremediação	28
4.3.3 Plantas Fitorremediadoras	30
4.4. Fatores que influenciam os metais pesados no solo e nas plantas	31
4.5 Espécie remediadora <i>R. communis</i> L. (Mamona)	32
4.6. Alterações Fisiológicas e Morfológicas (Raíz, Caule e folha)	35
4.6.1 Alterações Fisiológicas e Morfológicas na <i>Ricinus communis</i> L.	35
4.7. Fator de bioconcentração (FBC) e translocação (FT)	36
5 METODOLOGIA	37
5.1 Área de Estudo	37
5.2 Coleta e preparação das amostras de solo.....	39
5.2.2 Análises químicas do Solo	40

5.2.3 Propriedades Físico-químicas do solo	41
5.3 Análises na espécie <i>Ricinus Communis L.</i>	42
5.3.1 Análise Físio-morfológica da <i>Ricinus communis L.</i>	43
5.3. 2 Teores de Ferro nos tecidos vegetais	44
5.4 Fatores de fitorremediação	44
5.5 Análise estatística	45
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
6.1 Análises físico-químicos do solo	45
6.2 Análise dos Teores de Ferro no solo após 90 dias de exposição	46
6.3 Análise da concentração de Fe no Caule, Folha e Raíz da <i>Ricinus communis L.</i>	49
6.4 Análise do crescimento da espécie <i>Ricinus communis L.</i>	52
6.5 Fatores de Translocação e Bioconcentração	59
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	61
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	63

1 INTRODUÇÃO

A atividade de mineração provoca mudanças visíveis na paisagem, alterando significativamente a estética e a biodiversidade local, caracterizada como de elevado potencial de degradação. A mineração subterrânea ou a céu aberto promove a remoção da vegetação, do solo e das camadas geológicas, sobrejacentes ou intercaladas ao minério de interesse, o que muda a topografia permanentemente e interrompe o regime hidrológico superficial e subsuperficial (SHRESTHA; LAL, 2011).

Além disso, a inexistência de gerenciamento e de controle de poluentes eficazes em todas as etapas da mineração contribui para a redução da qualidade do solo (FU et al., 2011). A supressão da cobertura vegetal, que corresponde ao primeiro passo para a abertura das lavras e das estradas, facilita o arraste direto de rejeitos e de partículas de solo por processos erosivos, aumentando o risco de assoreamento dos corpos hídricos e do transporte de contaminantes responsável pela difusão da contaminação no ambiente (BARROS et al., 2011).

Segundo Duarte (2008) as barragens de contenção de rejeitos geralmente retêm materiais sólidos e água que podem ser considerados contaminantes, se liberados para o meio ambiente. As ações antrópicas são responsáveis por adições de até 1,16 milhões de toneladas de metais por ano em ecossistemas terrestres e aquáticos no mundo todo (NRIAGU; PACYNA, 1988). No Brasil, a mineração de níquel, ouro, ferro e de outros metais de interesse comercial, têm contribuído com a liberação de rejeitos que se constituem como uma das principais formas de contaminação do solo e da água por metais pesados (GUILHERME et al., 2005).

Grandes esforços têm sido feitos para integrar conhecimentos que facilitem a reabilitação de solos contaminados com metais pesados e, assim, possibilitar o retorno da funcionalidade e estabilidade do ecossistema (ANDRADE, 2009). Para Nóbrega et al. (2001), o crescimento da planta como um todo, em termos de aumento de volume, de peso, de dimensões lineares e de unidades estruturais, é função do que a planta armazena e do que a planta produz.

Várias técnicas para remediação de áreas degradadas pela mineração vem sendo desenvolvidas e consolidadas, uma que está em grande destaque é a biorremediação. Esta técnica de despoluição de ambientes contaminados é baseada na aceleração do processo natural de biodegradação ou bioacumulação de determinadas substâncias no meio ambiente (DINARDI, 2003).

Dentro da biorremediação temos a fitorremediação que pode ser usada em solos contaminados com substâncias orgânicas ou inorgânicas, como metais pesados, elementos contaminantes, hidrocarbonetos de petróleo, agrotóxicos, explosivos, solventes clorados e subprodutos tóxicos da indústria (CUNNINGHAM et al., 1996). O uso desta técnica remediadora é usual e econômico, na qual uma espécie de planta bioacumuladora é empregada para a remoção do agente tóxico em questão. Para metais pesados esta é uma das estratégias de reabilitação *in situ* e *ex situ*, sendo que após o desenvolvimento do vegetal, pode-se proceder ao corte da parte aérea e a remoção para locais apropriados como aterros industriais (BAKER, 1994). Sob o termo fitorremediação existem diferentes técnicas com objetivos específicos, destacando-se a fitoextração que consiste na extração do metal do solo e acúmulo, preferencialmente, na parte aérea da planta (NASCIMENTO; XING, 2006) e a fitoestabilização, que baseia-se no acúmulo do metal nas raiz da planta.

Os fatores de bioconcentração (FBC), que correlaciona as concentrações de metais nos vegetais com os teores no solo (SWARTJES et al., 2007). E de transferência ou translocação (FT), que correlaciona os teores da parte aérea com os teores do sistema radicular (GHOSH; SINGH, 2005). São importantes ferramentas de cálculo, para avaliação destas técnicas fitorremediadoras utilizadas pelas plantas.

O acúmulo do metal nas plantas junto do crescimento destas é regulado pelo Potencial Hidrogenionico (pH), condutividade elétrica(CE), mobilidade do metal, e condições ambientais, como temperatura, luz, umidade gravimétrica(Ug) e fluxo de ar (MA et al., 2011; SINHA et al., 2007). Bem como os mecanismos de absorção, distribuição e o acúmulo destes metais na partes da espécie: raiz, caule e folha (BRIAT; LEBRUN, 1999) podem auxiliar na escolha de plantas com potencial fitorremediador.

Em estudo recente Boda (2017) avaliou a eficiência da espécie *Ricinus communis* conhecida como Mamona, em uma área industrial de Hyderabad, cidade da Índia,

onde os solos e a planta possuíam altas concentrações de metais como cádmio (Cd), chumbo (Pb), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), fósforo (P). As concentrações médias de ferro (Fe) variaram de $1672 \pm 50,91$ à $2166 \pm 155,78$ mg kg⁻¹ no solo. A tendência de acúmulo desses metais na planta foi decrescente, Fe > Zn > Mn > Pb > Cd, sendo encontrados em diferentes partes, visando a espécie como boa fitorremediadora.

Poucas são as informações na literatura sobre os efeitos do excesso de Fe em espécies vegetais tropicais e o estudo da absorção, acúmulo e toxicidade desse metal poderá contribuir para a avaliação da fitorremediação dessas espécies por ferro (JUCOSKI, 2011). Assim como estudos relacionados à Mamona, seu crescimento e alterações fisiomorfológicas em contato com solo contaminado por rejeito de minério.

Minas do Camaquã distrito do município de Caçapava do Sul, apresentava uma atividade mineradora bastante ativa que datou do início do século XX (PESTANA et al., 2000; PESTANA; FORMOSO, 2003). Uma antiga área de mineração de cobre, atualmente apresenta altos níveis de contaminação deixados pelos rejeitos, onde por mais de um século, houve a extração de minérios em vários ciclos intermitentes de exploração, e boa parte dos efluentes e rejeitos da atividade mineira foram lançados diretamente nos solos e arroios da região (LAYBAUER, 1995; 1998; BIDONE et al., 2001).

O presente trabalho tem como objetivo avaliar o potencial da *Ricinus communis*, *ex situ*, em solo contaminado por Fe²⁺ proveniente de rejeito de mineração. O local de estudos conta com uma extensa área degradada (área total: 122,28 ha), em Minas do Camaquã, próximo à Caçapava do Sul, RS.

2 JUSTIFICATIVA

A grande demanda por bens minerais, aliada à exaustão dos grandes depósitos com altos teores de metais Trindade (2014), eleva o grau de degradação da cobertura vegetal, do solo, promovendo erosão hídrica e eólica e a lixiviação dos contaminantes para o lençol freático, desencadeando contaminação de outras áreas (ANDRADE et al., 2009).

Como exemplo de área degradada por depósito de minérios, tem-se o distrito de Caçapava do Sul, chamado Minas do Camaquã. No local ocorreu mais de 100 anos (de 1865 à 1996) de exploração mineral (BRUCH et al., 2006). De acordo com Companhia Brasileira do Cobre (CBC), a barragem de rejeitos da referida mineração está disposta sobre uma área de 122,28 ha e recebeu durante 13 anos todo o material efluente do sistema flotação. Eram depositadas 224 t/h de material em polpa em um ciclo de trabalho de 24 h/dia, 313 dia/ano, totalizando uma massa de material com 21.874.944 t (ABIB, 1979).

Mesmo que exista vários métodos físico-químicos como filtração, floculação, carvão ativado, osmose reversa, precipitação química ou coagulação, para a remediação de metais pesados no solo, acabam por não ser viáveis e sustentáveis devido ao seu alto custo e consumo de energia (HORSEFALL; ALMEIDA, 2003). Uma das técnicas remediadoras de áreas degradadas pela mineração é a fitorremediação, considerada uma técnica natural e econômica, baseada no uso de plantas que acumulam, removem ou indicam metais tóxicos (SMITH et al., 2007).

Desta forma este trabalho pretende avaliar se a espécie *Ricinus communis* L. pode ser uma alternativa para fitorremediação desta área. Para isso, será verificada a capacidade de bioconcentração e fitoextração desta planta, bem como se ela conseguiria crescer e sobreviver neste tipo de solo, sem a necessidade de corretivos adicionais (o que tornaria o custo do processo de fitorremediação mais baixo).

3 OBJETIVO GERAL E ESPECÍFICOS

3.1 Objetivo Geral

Estudar o potencial da espécie modelo *Ricinus communis L.* em fitorremediar o metal pesado Ferro (Fe^{2+}) em solo contaminado por resíduos de mineração.

3.2 Objetivos Específicos

- Analisar os fatores físico-químicos do solo através da análise de condutividade elétrica, pH e umidade gravimétrica;
- Analisar os níveis de ferro presentes nas amostras de solo coletadas em áreas de rejeito de mineração;
- Determinar as concentrações de Fe acumuladas nos diferentes órgãos da planta: folhas, caules e raízes;
- Identificar se as altas concentrações de Fe afetam a taxa de crescimento da espécie indicadora exposta ao solo contaminado por Fe, comparado à um solo nativo;
- Avaliar se a espécie é uma fitoestabilizadora ou fitoextratora através da comparação dos fatores de bioconcentração (FBC) e de translocação (FT) com a literatura.

4 REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 Mineração

4.1.1 *Impactos Ambientais Causados pela Mineração*

Silva (2007), Duarte (2008) e Castro et al. (2011) descreveram as barragens de rejeitos como empreendimentos que apresentam significativos impactos ambientais associados, tais como: desmatamento na fase de construção poluição da água superficial e subterrânea durante a operação e após o fechamento da mina, geração de poeira de rejeito e impacto visual em todas as fases da vida útil da barragem.

A inexistência de gerenciamento e de controle de poluentes eficazes em todas as etapas da mineração contribui para a redução da qualidade do solo. Juntamente com a supressão da cobertura vegetal, que corresponde ao primeiro passo para a abertura das lavras e das estradas, facilita o arraste direto de rejeitos e de partículas de solo por processos erosivos, aumentando o risco de assoreamento dos corpos hídricos e do transporte de contaminantes responsável pela difusão da contaminação no ambiente (BARROS, 2011).

Ademais a retirada da vegetação, os desmontes, escavações, tráfego de maquinário pesado, deposição do estéril (solo ou rocha) removido, e do rejeito proveniente dos processos de beneficiamento do minério também contribuem para a deflagração de intensos processos erosivos e de movimentação de massa. Como resultado, vastas áreas podem se tornar potencialmente instáveis ou inadequadas para posterior utilização (SOBREIRA e FONSECA, 2001).

4.1.2 *Rejeito*

Alguns métodos de beneficiamento de minérios exigem a moagem dos materiais e adição de água e produtos químicos na planta de tratamento, produzindo nesse

processo, um grande volume de resíduo em forma de polpa, chamado de rejeito, que é armazenado em barragens (Andrade, 2014). Ainda no que diz respeito aos impactos ambientais, as águas direcionadas para as barragens de rejeito, de um modo geral, são reutilizadas no processamento de minérios. Os sólidos, entretanto, irão compor a barragem de rejeito indefinidamente, se nenhum outro uso for dado a ele.

Desta forma, as barragens de rejeito que são, normalmente, obras de engenharia de grande porte, dão origem a impactos ambientais desde a sua construção, que poderão persistir até mesmo após a sua desativação. Por se tratar de um processo via úmida, os rejeitos são comumente encontrados sob a forma líquida e sólida. Para Portes, (2013) são utilizados os seguintes termos correlacionados ao rejeito: lama, mistura segregável da fração fina do rejeito e água; rejeito de flotação, mistura segregável da fração granular do rejeito e água; e polpa: mistura segregável da lama e rejeito de flotação.

A grande quantidade de estéreis e rejeitos gerada, juntamente com a produção de água residuária, torna-se fonte de contaminação por metais pesados e de poluição do ambiente quando sua disposição não atende às medidas de proteção sanitária e ambiental (PRATAS, 2005).

Os metais pesados são um dos principais e mais tóxicos resíduos de atividade mineradora (NRIAGU; PACYNA, 1988). A mineração de metais de interesse comercial tem contribuído com o aumento dos rejeitos compondo uma das principais formas de contaminação do solo e da água por metais pesados. Além disso, a poluição do solo e de sistemas aquáticos por metais pesados é um fator que afeta a qualidade do meio ambiente e constitui risco eminente de intoxicação ao homem (GUILHERME et al., 2005; MUNIZ; OLIVEIRA-FILHO, 2008)

4.2 Principais Metais Pesados

As principais propriedades dos metais pesados, são os elevados níveis de reatividade e bioacumulação. Isto significa que estes elementos, além de serem capazes de desencadear diversas reações químicas não metabolizáveis (os organismos vivos

não podem degradá-los), também têm a capacidade de serem cumulativos ao longo da cadeia alimentar (CALABUIG, 2004).

Embora não sejam metabolizáveis em grandes concentrações, alguns metais pesados participam (em pequenas concentrações) em determinadas atividades metabólicas. Os seres vivos necessitam de pequenas quantidades de alguns desses metais, que incluem o Co, Mn, Mo, V, Sr, Zn e o Fe para a realização de funções vitais no organismo (RIBEIRO, 2013).

4.2.1 Ferro

O ferro (Fe) é o mineral mais abundante na crosta terrestre, e como nutriente essencial para as plantas, está envolvido em processos fundamentais como fotossíntese, respiração, metabolismo de nitrogênio, síntese de DNA e de hormônios (BRIAT; LOBRÉAUX, 1997; BECANA et al., 1998).

O ferro puro, é um metal branco-prateado, maleável, muito reativo, facilmente oxidável. O ^{54}Fe tem meia vida superior a $3,1 \times 10^{22}$ anos e o ^{60}Fe de 2,6 milhões de anos. No ambiente o ferro é oxidado primeiramente à forma ferrosa (Fe^{2+}), e depois à férrica (Fe^{3+}). O estado de oxidação, se Fe^{2+} ou Fe^{3+} , e a forma físico-química determinam o comportamento no meio ambiente e sua disponibilidade para o meio biótico. O conhecimento dos mecanismos que controlam a absorção, a distribuição e o acúmulo destes poluentes, bem como dos mecanismos envolvidos na resistência das plantas a níveis tóxicos é de fundamental importância (BRIAT; LOBRUN, 1999).

Para seleção, e ou melhoramento de plantas capazes de detectar, ou desintoxicar o solo poluído, sem comprometimento biológico. Os compostos oxigenados de Fe, FeO_3 e Fe_2O_3 são interconvertíveis. O estado férrico é propenso a sofrer hidrólise e formar polímeros de hidróxido de ferro insolúvel, o que chamamos de ferrugem (O'Neil, 1991) devido a isso, o ferro é encontrado raramente na sua forma elementar, normalmente é ligado ao oxigênio, enxofre ou silício.

Atualmente, em função da alta demanda por minério de ferro, rochas com teores de ferro cada vez mais baixos passaram a ter sua lavra viabilizada, o que implica em

aumento na quantidade de rejeitos gerada, requerendo barragens de rejeito com tamanhos cada vez maiores para sua disposição (VALE, 2012). Ademais, o ferro é encontrado raramente na sua forma elementar, normalmente é ligado ao oxigênio, enxofre ou silício.

4.2.2. *Influência do Ferro em plantas*

Em solos alagados e/ou em áreas em que o minério de Fe está sendo extraído ou recebendo beneficiamento, entretanto, a concentração disponível deste elemento pode aumentar significativamente, atingindo níveis de toxicidade para a maioria das plantas cultivadas ou nativas (AUDEBERT; FOFANA, 2009; SAHRAWAT, 2004). O ferro além de ser considerado um metal pesado é um micronutriente essencial para o crescimento e desenvolvimento das plantas. Quando em excesso, pode induzir a produção e acúmulo de espécies reativas de oxigênio, causando estresse oxidativo, levando a uma redução do crescimento e, portanto, diminuição na produtividade das mesmas (JUCOSKI, 2011).

O excesso do elemento, não usado pelo metabolismo da planta, necessita ser armazenado, prevenindo a manifestação da toxicidade. Este armazenamento é feito nos vacúolos, ligando o Fe^{3+} a ácidos orgânicos e aminoácidos, ou no apoplasto, na forma oxidada e precipitada como hidróxido ou sal de fosfato (BRIAT; LEBRRÉUX, 1997). Além disso, seu armazenamento pode ser na forma biodisponível ligado a ferritina. O sistema de absorção se dá pelas raízes, as plantas podem não absorver Fe em função das condições ambientais desfavoráveis.

Os vegetais apresentam diferentes estratégias para absorção de ferro pelas raízes sob diferentes condições do solo. Na estratégia I, usual pelas dicotiledôneas, sua absorção ocorre pela:

- i. Excreção de prótons mediada pela H^+ -ATPase da membrana plasmática, acidificando a solução da rizosfera e, assim, aumentando a solubilidade de Fe^{3+} ;

- ii. Redução do Fe^{3+} por umas redutases de quelato- Fe^{3+} para a forma Fe^{2+} , mais solúvel;
- iii. Transporte do Fe^{2+} , através da membrana plasmática por um transportador de Fe^{2+} (JUCOSKI et al., 2014);

Uma vez no córtex, o ferro (complexado e re-oxidado) passa de uma célula a outra através de plasmodesmas, até chegar ao xilema onde é encontrado, na forma de citrato férrico. A absorção do ferro pelas células do mesófilo também requer uma etapa de redução, com liberação do íon Fe^{2+} localizado na plasmalema das células foliares (BRUGGEMANN, 1993).

A escassez de dados sobre a sensibilidade das espécies tropicais em relação à poluição, inclusive a de Fe, limita a aplicação de possíveis programas de biomonitoramento e, ou de outros tipos de avaliação de impactos ambientais, reforçando a necessidade de mais estudos sobre essas espécies (SILVA, 2003). De modo geral, a absorção de ferro pelas plantas ocorre através de duas estratégias distintas. A primeira (estratégia I), comum entre dicotiledôneas e monocotiledôneas não-gramíneas, envolve a acidificação do solo pela extrusão de prótons e absorção de Fe^{2+} . Outra estratégia (estratégia II), utilizada pelas gramíneas, consiste na produção e liberação de fitossideróforos que complexam o Fe na rizosfera, sendo o complexo Fe^{3+} fitossideróforo absorvido pelas raízes (HELL; STEPHAN, 2003).

Com exceção das gramíneas, que apresentam a estratégia II, diversas plantas, algas, leveduras e bactérias absorvem o ferro por meio da estratégia de solubilização do Fe^{3+} à Fe^{2+} (GUERINOT, 1994). Para manutenção do crescimento ótimo, monocotiledôneas requerem maiores concentrações de Fe na solução de cultivo do que espécies dicotiledôneas (CHRIST, 1974). Quando em excesso, a toxidez por ferro pode ocorrer por meio da absorção e acúmulo excessivo ou por meio da sua precipitação sobre as raízes, formando uma crosta de óxido férrico que altera a absorção de outros nutrientes como o fósforo, potássio e zinco (HOWELER, 1973). A tolerância a metais

pesados tem sido relacionada com a capacidade dos organismos em sintetizar peptídeos de baixo peso molecular, ricos em enxofre, que participariam na complexação desses metais (SCHMÖGER et al., 2000; HARTLEY; WHITAKER, 2001).

4.3 Recuperação de áreas degradadas

Na busca de alternativas para despoluir áreas contaminadas por diversos compostos orgânicos, tem-se optado por soluções que englobam: eficiência na descontaminação, simplicidade na execução, tempo demandado pelo processo e menor custo. Nesse contexto, cresce o interesse pela utilização da biorremediação, caracterizada como uma técnica que objetiva descontaminar solo e água por meio da utilização de organismos vivos, como microrganismos e plantas (PIRES, 2003).

Dentro da biorremediação insere-se a fitorremediação, que, segundo Accioly & Siqueira (2000), envolve o emprego de plantas, sua microbiota associada e de amenizantes (corretivos, fertilizantes, matéria orgânica etc.) do solo, além de práticas agrônômicas que, se aplicadas em conjunto, removem, imobilizam ou tornam os contaminantes inofensivos ao ecossistema.

Na recuperação de áreas degradadas, a revegetação apresenta vantagens, devido a sua natureza permanente, combinada aos baixos custos de manutenção, proteção contra erosão eólica e hídrica, melhoria da estrutura do solo, aumento da fertilidade do solo e recuperação estética da área (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000). Grandes esforços têm sido feitos para integrar conhecimentos que facilitem a reabilitação de solos poluídos ou contaminados com metais pesados, e assim, possibilitar o retorno da funcionalidade e estabilidade do ecossistema (CUNNINGHAM, 1996).

As técnicas de recuperação de solos poluídos por metais pesados, como escavação e substituição do solo ou tratamento químico *ex situ*, têm sido eficazes em pequenas áreas (MULLIGAN et al., 2001). Essas técnicas agredem mais o meio ambiente e são relativamente mais caras que a fitorremediação.

As principais considerações na avaliação do uso de plantas como tecnologia de remediação de uma área seriam o tipo de matriz contaminada, a natureza e concentração do contaminante e o potencial efetivo para o crescimento e desenvolvimento adequado das plantas. Todos os fatores necessitam ser avaliados e as limitações das plantas devem ser compensadas através das práticas agrícolas utilizadas no cultivo de espécies comerciais importadas para a aplicação da tecnologia de fitorremediação (MONTEIRO, 2005).

4.3.1 Fitorremediação

A técnica de fitorremediação é complexa, por compreender um sistema vegetal dependente de vários fatores como por exemplo, adaptabilidade às condições edafoclimáticas locais, espécies de plantas adaptadas e a própria natureza e nível de contaminação da área (MONTEIRO, 2005). A utilização da fitorremediação é baseada na seletividade, natural ou desenvolvida, que algumas espécies exibem a determinados tipos de compostos ou mecanismos de ação. Os contaminantes que podem ser alvos da fitorremediação compreendem compostos orgânicos (hidrocarbonetos derivados do petróleo, solventes clorados, pesticidas), compostos inorgânicos (nitratos, sulfatos, cianetos), explosivos, metais pesados, radionuclídeos e lixiviados de aterro sanitário, e que se encontram até 20 metros de profundidade (SUSARLA; MEDINA; MCCUTCHEON, 2002).

Uma das estratégias efetivas de fitorremediação para solo contaminado por metais pode ser a fitoextração por meio da captação e acúmulo de metais em plantas, subsequentemente, podem ser colhidas e removidas do local poluído. Além disso, outra estratégia de fitorremediação é a fitoestabilização, na qual as plantas são usadas para restringir a mobilidade do metal do local contaminado para sua raiz (CHERAGHI et al., 2011).

Mas, a maioria dos estudos de fitoextração foram conduzidos em experimentos em vasos e soluções hidropônicas de laboratório (Solhi et al. 2005; Wenzel et al., 2003), enquanto muito poucos estudos tentaram avaliar o potencial de

hiperacumuladores naturais de plantas de alta biomassa para fitoextração em condição de campo (MCGRATH et al., 2006; HAMMER e KELLE, 2003).

Assim, antes da aplicação dessas plantas para a fitorremediação do local contaminado por resíduos de mineração, há uma necessidade urgente de revelar o potencial de fitoextração dessas plantas nativas para o acúmulo e a translocação de metais pesados em suas várias partes. Além disso, também é importante investigar o limite para o acúmulo dessas plantas em crescimento potencial, indicando qualquer efeito adverso na mesma para sua aplicação sustentável (CHANDRA, 2016). Uma das técnicas remediadoras de áreas degradadas pela mineração é fitorremediação, considera-se uma técnica natural e econômica, baseada no uso de plantas que acumulam, removem ou indicam metais tóxicos. E outros poluentes orgânicos complexos, incluindo compostos fenólicos de lodo contaminado por efluentes de destilaria por exemplo (SMITH et al., 2007).

Se tratando de fitorremediação, a identificação de espécies tolerantes ou com capacidade de bioacumular os contaminantes são fundamentais para o sucesso do processo. Uma vez que os metais pesados não são biodegradáveis, eles tendem a se concentrar no ambiente e, posteriormente, contaminar a cadeia alimentar. Esta contaminação representa um risco para o ambiente e a saúde humana (HORSEFALL E ALMEIDA 2003).

4.3.2 Técnicas de Fitorremediação

A fitorremediação, é uma técnica utilizada para remediar solos poluídos, e tem sido sugerida como alternativa viável às técnicas tradicionais em razão dos menores custos e da maior aceitação pela sociedade (CHANEY et al., 1997; GLASS, 2000). A fitorremediação pode ser classificada dependendo da técnica a ser empregada, da natureza química ou da propriedade do poluente.

As técnicas de fitorremediação disponíveis para aplicação estão subdivididas, segundo a Agência de Proteção do Meio Ambiente (U.S. Environmental Protection Agency – EPA, 2000), em: fitoextração, rizofiltração, fitoestabilização, rizodegradação, fitodegradação, fitovolatilização, fitorizofiltração, fitodegradação, e controle hidráulico.

A **Fitoextração** é a captação dos contaminantes pelas raízes e estes são translocados dentro da planta. É muito aplicada em contaminantes metálicos, como cádmio, níquel, cobre, zinco e chumbo, podendo também ser utilizada para compostos orgânicos, mas essa técnica se apresenta produtiva apenas se o contaminante é absorvido pelas raízes. Aplicada para Cd, Cr, Ni, Zn, radionuclídeos, benzeno, tolueno, etilbenzeno, xileno (BTEX) e outros compostos orgânicos (SUSARLA et al., 2002).

Rizofiltração é uma técnica em que a adsorção ou precipitação ocorre nas raízes ou absorção de contaminantes que estão em solução aquosa, ao redor da zona de raízes, e a translocação na planta depende do contaminante. Aplicada a metais pesados, radionuclídeos, tais como, urânio, céσιο e estrôncio (EPA, 2000).

A **Fitoestabilização** implica na imobilização do contaminante no solo, basicamente metais, através da absorção e acumulação pelas raízes, e no uso de plantas e suas raízes para prevenir a migração do contaminante. As raízes das plantas, por reduzirem a quantidade de água no solo, impedem o movimento dos metais, estabilizando-os e evitando a erosão. Aplicada a metais pesados em minas, fenóis e solventes clorados (SUSARLA, 2002).

Rizodegradação é a quebra de um contaminante orgânico no solo pela atividade microbiorgânico no solo pela atividade microbiana, que é aumentada pela presença da zona radicial. Conhecida também por degradação de planta assistida, biorremediação de planta assistida, planta adicionada ao local da biodegradação e aumento da biodegradação da rizosfera. É utilizada para degradação de compostos orgânicos provenientes do petróleo, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos, dentre outros compostos orgânicos (VASCONCELLOS, 2012).

Fitovolatilização consiste na captação e transpiração de um contaminante pela planta, com liberação do contaminante ou uma forma modificada do contaminante para a atmosfera. As vantagens dessa técnica seriam: o fato de como o mercúrio poderia ser transformado em formas menos tóxicas e os contaminantes lançados na atmosfera poderiam ser sujeitos a uma degradação natural mais rápida e efetiva, sendo mais aplicada a compostos orgânicos e inorgânicos. Dois exemplos seriam o Se e o Hg, que, pela associação com microrganismos, podem converter em forma metiladas, menos tóxicas ao meio ambiente (VASCONCELLOS, 2012).

Fitoestimulação, ocorre a liberação de aminoácidos e polissacarídeos pela raiz, que caracteriza um estímulo para a atividade microbiana. Esses compostos produzidos ainda têm a capacidade de degradar outros componentes do solo, conferindo à planta, muitas vezes, uma aptidão rizosférica para a biorremediação, por apresentar grande concentração de microrganismos, considerada uma excelente área para a degradação de compostos orgânicos, tais como substâncias químicas aromáticas hidrofóbicas (PHAs, BTEX e compostos derivados dos fenóis) (VASCONCELLOS, 2012).

Fitotransformação ou fitodegradação é uma técnica que também emprega o uso de raízes bem desenvolvidas, porém utiliza a absorção com subsequente volatilização ou, então, a degradação de forma parcial ou completa, transformando o composto em menos tóxico. A degradação implica na absorção direta do contaminante e numa degradação no interior das células vegetais por atividade enzimática específica, sendo aplicada para compostos orgânicos, como hidrocarbonetos.

4.3.3 Plantas Fitorremediadoras

Uma vez que os metais encontram-se disponíveis, eles são extraídos ou dissolvidos do solo pelas espécies em estudo (SCHMIDT, 2003). Pesquisas mostram que as plantas diferem entre si em relação à quantidade e especificidade na absorção de metais pesados, sendo que algumas podem absorver esses elementos além do limite tolerável para consumo (NICKLOW et al., 1983; ZURERA et al., 1987). Vários estudos estão sendo realizados com o intuito de selecionar plantas que reúnam o maior número de características para servirem de fitorremediadoras. Outro aspecto a ser observado é que, embora a maioria dos testes avalie plantas isoladas, várias espécies podem ser usadas em um mesmo local, ao mesmo tempo ou subseqüentemente, para remover mais de um contaminante (MILLER, 1996).

Nos estudos de SHAW, (1989) as plantas são capazes de absorver completamente metais pesados, e diferentes espécies desenvolveram uma série de mecanismos de tolerância ao longo do processo evolutivo. Com relação a este aspecto, destacam-se três tipos de plantas: indicadoras, em que a absorção e o transporte de metais pesados para a parte aérea são regulados, e a concentração interna reflete os níveis externos de contaminação. As acumuladoras, em que os metais se concentram

na parte aérea em concentração superior a 1000 ppm. Além disso, possuem maior concentração do metal pesado nas partes aéreas do que nas raízes, fato indicador de que as plantas conseguem absorver e transportar metais pesados, que ficam estocados em suas partes aéreas (HAQUE, 2008).

E as exclusoras, em que a concentração de metais pesados na parte aérea é mantida em níveis constantes até que uma concentração crítica no solo seja alcançada, ocorrendo então o aumento do transporte dos metais (BAKER, 1981).

4.4. Fatores que influenciam os metais pesados no solo e nas plantas

Segundo Santos (1999), os metais pesados podem estar dispostos no solo em diferentes formas. Sua distribuição é influenciada pelas seguintes propriedades do solo: pH, textura, composição mineral, características do perfil, componentes orgânicos do solo e na solução, presença de outros metais pesados, temperatura do solo, conteúdo de água, condutividade elétrica e outros fatores que afetam a atividade microbiana. Estes fatores afetam a distribuição dos metais pesados no sistema solo e controlam a sua disponibilidade, mobilidade do meio e disponibilidade às plantas.

O pH é um importante indicador das condições química do solo, por possuir capacidade de interferir na disposição de vários elementos químicos essenciais ao desenvolvimento vegetal, favorecendo ou não suas liberações. BRADY (1983) descreve que o pH quando em condições muito ácidas, abaixo de 4,5 pode resultar em dissolução de alguns elementos como ferro, alumínio e manganês, em proporções tais que, podem tornar-se tóxicos, dificultando o desenvolvimento de algumas plantas. Quando o pH se encontra muito elevado, acima de 8,0 o ferro, o manganês e o zinco se tornam menos assimiláveis ao vegetal, também interferindo em seu desempenho.

Já a condutividade elétrica (CE) é usada para medir a quantidade de sais presente em solução do solo. Quanto maior a quantidade de sais presente na solução, maior será o valor de CE obtido (BRANDÃO, 2002). Tomé Jr. (1997) afirma que o excesso de sais na zona radicular, independentemente dos íons presentes, prejudica a germinação, desenvolvimento e produtividade das plantas. Isso porque uma maior

concentração da solução exige da planta um maior dispêndio de energia para conseguir absorver água (efeito osmótico) prejudicando seus processos metabólicos essenciais.

No sistema metal-planta, o metal tende a se acumular nas raízes, o mesmo pode tender a se acumular em outros órgãos, como caule, folha e fruto (BAKER, 1981). Para que haja absorção os metais, nas plantas devem estar biodisponíveis na solução do solo seguindo o mesmo processo de absorção de nutrientes. Desta forma, um adequado teor de umidade faz-se necessário não apenas para atender as demandas hídricas da planta, mas também para que a solução do solo disponibilize íons essenciais à nutrição. A água no solo permite a movimentação de água no perfil e, com isso, o transporte de solutos até a zona radicular para posterior absorção. Logo, o fluxo de massa segue o fluxo transpiracional constituindo o sistema solo-planta-atmosfera (MONTEIRO, 2005).

4.5 Espécie remediadora *R. communis* L. (Mamona)

A mamona (*R. communis* L.) pertence à família Euphorbiaceae, dicotiledôneas e é a única espécie do gênero *Ricinus*, sua região de origem é citada como sendo a Etiópia e o Leste da África (MOSHKIN, 1986). A mamoneira (*Ricinus communis*) é uma oleaginosa de relevante importância econômica, apresentando inúmeras aplicações na área industrial e perspectivas de utilização como fonte de energia.

O óleo extraído das sementes é o principal produto da mamona, este óleo processado tem inúmeras aplicações, que incluem o uso medicinal e cosmético, fabricação de plásticos e lubrificantes. O produto também é utilizado na produção de fibra ótica, vidro à prova de balas e próteses ósseas. Além disso, é indispensável para impedir o congelamento de combustíveis e lubrificantes de aviões e foguetes espaciais a baixíssimas temperaturas (CHIERICE; CLARO NETO, 2007; SANTOS et al., 2007). Além da sua utilização pela indústria ricinoquímica, o óleo de mamona também pode ser utilizado como matéria prima para a produção de biodiesel (BELTRÃO, 2003; NASS et al., 2007).

O clima tropical, predominante no Brasil, facilitou sua dispersão, e atualmente pode ser encontrada em quase todo o território nacional (SANTOS et al., 2007). Aqui conhece-se a espécie sob denominação de mamoneira, rícino, carrapateira, enxerida e palma-de-cristo; na Inglaterra e nos Estados Unidos, pelo nome de "castor bean" e "castor oil seed", enquanto na Alemanha é conhecida como "wunder baum"; em espanhol, "higuerilla, higuerete, palma Christi, higuera e tártago"; em francês, "ricinu", o que mostra sua grande dispersão (ALMEIDA; CÁNECHIO FILHO, 1973; BELTRÃO, 2001).

No nosso país sua adaptação às condições edafoclimáticas foi imediata, sendo encontrada praticamente, em todo território nacional em forma espontânea. As plantas da espécie apresentam grande variabilidade em diversas características, como hábito de crescimento, cor das folhas e do caule, tamanho, cor e teor de óleo das sementes. Pode-se, portanto, encontrar tipos botânicos com porte baixo ou arbóreo, ciclo anual ou semiperene, com folhas e caule verde, com a presença ou não de cera no caule, com frutos com espinhos ou inermes, frutos com diferentes graus de deiscência, com sementes de diversos tamanhos e colorações e diferentes teores de óleo (EMBRAPA, 2009).

Possui um sistema radicular fistiloso, constituído de raiz principal, pivotante, cujo desenvolvimento varia com o porte da cultivar; as raízes secundárias são bem desenvolvidas, porém na planta de porte anão elas são mais ramificadas, penetrando profundamente no solo (MOREIRA et al., 1996). As Dicotiledonias, que são um exemplo de fitorremediadoras, têm se mostrado muito mais acumuladoras e tolerantes a metais pesados em comparação às não hiperacumuladoras (AUDET; CHAREST, 2007). Para Beltrão et al., (2001) a mamona requer clima tropical, com temperatura média do ar entre 20 e 30 °C, altitude entre 300 a 1500 m e precipitação pluvial de pelo menos 500 mm no ciclo da cultura, para as cultivares de ciclo médio de 230 dias, disponíveis na atualidade, como exemplo a BRS 149 Nordestina e a BRS 188 Paraguaçu, desenvolvidas pela EMBRAPA.

Esta não é tolerante à acidez do solo e esse problema pode prejudicar consideravelmente seu crescimento e sua produção. O ideal para o cultivo da mamona é que o solo tenha pH próximo da neutralidade, ou seja, entre 6,0 e 6,5, sendo tolerado o

pH na faixa de 5,5 a 8,0, sem prejuízo drástico à produção. Mas quando o pH for inferior a 5,5, deve-se fazer a correção da acidez do solo para evitar problemas de crescimento (EMBRAPA, 2006).

A mamoneira é considerada planta tolerante à seca, entretanto necessita de uma precipitação em torno de 500 mm para que se obtenha boa produtividade. Durante o ciclo vegetativo, requer cerca de 100 mm por mês, distribuídos regularmente nos primeiros quatro meses do ciclo, de modo que o florescimento dos cachos ocorra em condições de disponibilidade hídrica (SAVY FILHO, 1999). O período ideal de semeadura da mamona no Rio Grande do Sul, com menor risco de geada, inicia-se no final de agosto e se estende até início de outubro, que foi o período de ciclo desta no estudo (WREGGE, 2006).

Outra vantagem desse tipo de planta seria a capacidade de absorção de contaminantes distintos presentes no solo simultaneamente, isto é, um solo que apresenta mais de um metal pesado em sua composição pode tê-los absorvidos por um único tipo de vegetal (LOMBI; ZHAO e MCGRATH, 2001).

Um estudo realizado por Chandra (2016) mostra que a mesma planta foi de grande potencial para a fitoextração de metais pesados e fitorremediação de lodo de uma destilaria, e o acúmulo desses metais se deu na raiz da espécie. O estudo de exploração de campo na grande Hyderabad, município da Índia, revelou que a mamona é capaz de colonizar terras estéreis, ao longo das estradas, trilhos ferroviários, canais de resíduos sólidos, e locais de despejo de resíduos industriais. Além disso, estudos anteriores mostraram que a mesma cresceu bem em solo contaminado por metais e visto como um excelente candidato para a restauração deste (DE SOUZA, COSTA et al., 2012; BOSIACKI et al., 2013; YI et al., 2014; KIRAN; PRASAD, 2017).

Seu potencial fitorremediador foi reconhecido também em estudo por Prasad e Freitas, (2003); Ribeiro e Freitas (2008); Haung, (2011). É relatada com alta tolerância à salinidade e tolerância à seca por Bauddh e Singh (2012), e como grande potencial para melhorar o solo salino (WU et al., 2012). E devido ao seu alto conteúdo de óleo retirado da semente, atrai a indústria de biocombustível e biodiesel (De Lima da Silva et al., 2006; Berman et al., 2011) como principal produto.

4.6. Alterações Fisiológicas e Morfológicas (Raíz, Caule e folha)

Segundo Nóbrega et al. (2001), o crescimento da planta como um todo, em termos de aumento de volume, de peso, de dimensões lineares e de unidades estruturais, é função do que a planta armazena e do que a planta produz em termos de material estrutural. Além disso, Benincasa (1988), diz que o crescimento de uma planta pode ser acompanhado através de avaliações periódicas do tamanho, da massa e do número de suas unidades estruturais morfológicas, cujas informações podem ser muito úteis no estudo do comportamento vegetal sob diferentes condições de cultivo. Para cada elemento, espécie de planta e fase de crescimento a distribuição e tanto de absorção quanto de acúmulo, é a raiz.

Plantas submetidas a concentrações elevadas de Fe absorvem e acumulam grandes quantidades deste elemento em seus tecidos, exibindo sintomas típicos de toxicidade, como amarelecimento e, ou bronzeamento das folhas e escurecimento das raízes (CHATTERJEE; GOPAL; DUBE, 2006; SIQUEIRA; SILVA et al., 2012).

Sob esta condição, o Fe induz a formação de espécies reativas de oxigênio (JUCOSKI et al., 2013; SILVEIRA et al., 2007), podendo causar severas reduções no crescimento e na produtividade das plantas. O nível crítico de toxicidade de Fe em plantas depende da espécie, da idade da planta e de seu estado nutricional. Sintomas visíveis de toxicidade e redução do crescimento foram observados em arroz (*Oryza sativa*) e capim arroz (*Echinochloa crus-galli*), apresentando concentração de Fe nas folhas entre 300 à 500 mg.kg⁻¹ (DOBERMANN; FAIRHURST, 2000).

4.6.1 Alterações Fisiológicas e Morfológicas na *Ricinus communis* L.

As folhas da mamoneira apresentam formatos diferenciados em função da variedade e de fatores ambientais. Conforme vemos na figura 1, nas folhas as variações vão desde o tamanho do limbo e aparência das bordas foliares até sua coloração, que vai do verde claro ao arroxeadado. Já as raízes possuem cor clara, do tipo pivotante que

pode atingir até 1,50m de profundidade e, lateralmente, se estender por mais de três metros, o que permite que a planta explore grande volume de solo (EMBRAPA, 2018).

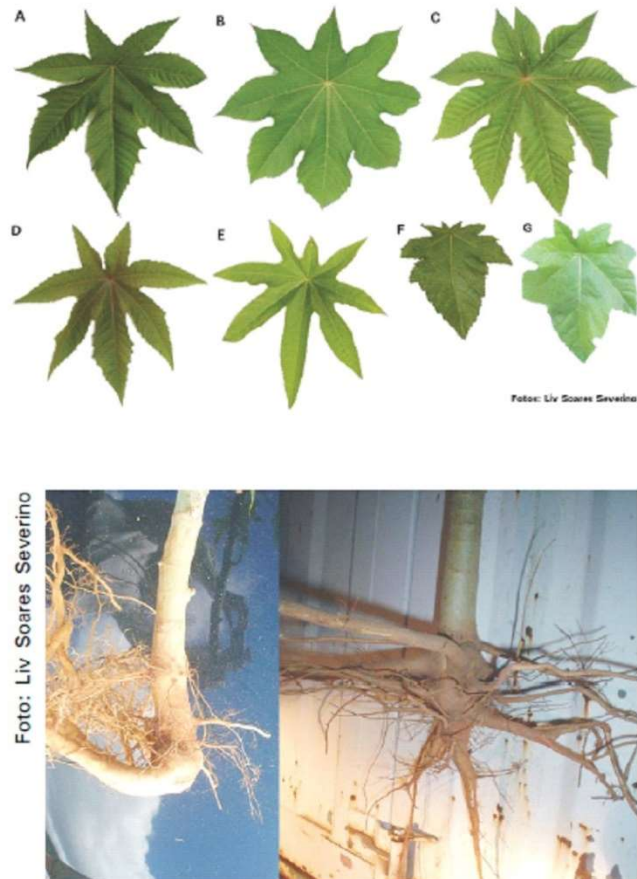


Figura 1 - Aparência saudável das folhas de Mamona e Raízes da Mamona.
Fonte: Embrapa, 2008.

4.7. Fator de bioconcentração (FBC) e translocação (FT)

A bioacumulação ocorre quando a concentração no organismo excede a concentração de nutriente no ambiente e é expressa quantitativamente como um fator de bioconcentração (WHO, 1992). Espécies de plantas com altos valores de FBC (superiores a 1) e baixos valores de FT (inferiores a 1), apresentam potencial para o uso em técnicas de fitoestabilização (YOON et al., 2006), visto que apresentam, dessa forma, capacidade de acumular contaminantes e mantê-los principalmente nas raízes.

Para a recomendação de uma espécie potencial na técnica de fitoextração, é necessário que ambos FT e FBC sejam valores superiores a 1 (FITZ; WENZEL 2002), considerando que é necessário a planta acumular contaminantes do meio e ter a habilidade de translocar para a parte aérea, visando a posterior remoção.

5 METODOLOGIA

5.1 Área de Estudo

O local do estudo, Minas do Camaquã, é distrito de Caçapava do Sul que se encontra à 70 km de distância da mesma, como mostra o mapa (figura 2) à seguir. O clima é quente e temperado. Existe uma pluviosidade significativa ao longo do ano em Minas do Camaquã. Mesmo o mês mais seco ainda assim tem muita pluviosidade. Segundo a Köppen e Geiger o clima é classificado como Cfa; 18.7 °C é a temperatura média do local. A pluviosidade média anual é de 1382 mm, umidade do ar: 91%, velocidade do vento: 3.5 m/s e altitude 421m. As chuvas são variáveis, em função das estações do ano, concentrando-se as precipitações máximas nos meses de janeiro, abril e setembro, dados extraídos Climate-data (2018).

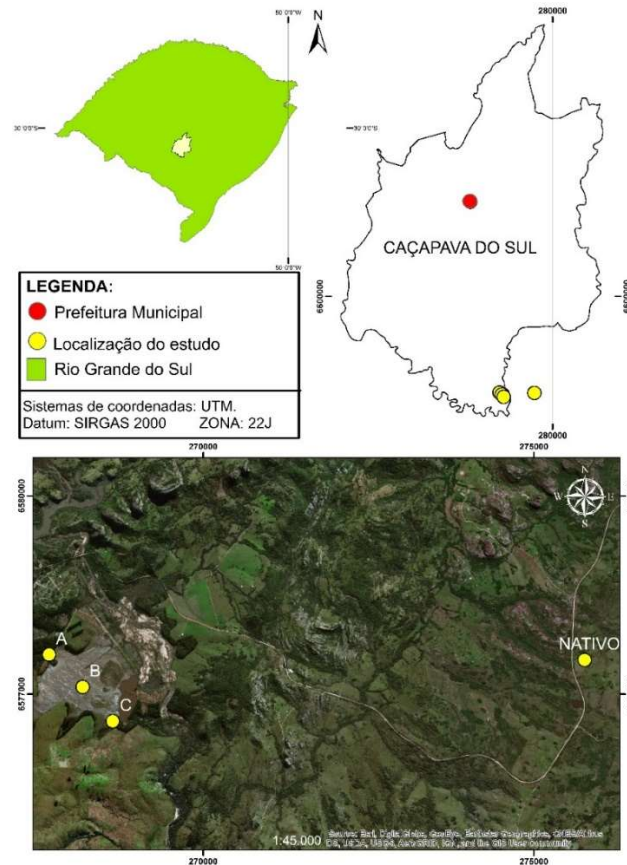


Figura 2 - Mapa com a Localização da área de estudo e pontos de coleta.

Fonte: Autora, 2018.

Fleck et al (2013) caracterizaram a granulometria (método de peneiramento), composição química, do rejeito de cobre das Minas do Camaquã. Os resultados obtidos na totalidade das amostras analisadas foram de 83% entre areia média e areia muito fina (0,25mm a 0,0625mm) e 17% nas frações de silte a argila (< 0,0625mm). No mesmo estudo as análises químicas revelaram a presença de Fe_2O_3 (9%) e Al_2O_3 (6%) com maior importância.

Como podemos ver na figura 3 abaixo, o local se encontra com pouca cobertura vegetal, onde há o mínimo de desenvolvimento de diferentes espécies e vasta degradação do solo- rejeito.



Figura 3 - Imagem da degradação do solo pelo rejeito de minério, nas Minas do Camaquã.

Fonte: Autora, 2018.

5.2 Coleta e preparação das amostras de solo

Todas amostras de solo foram coletados de 0-20 cm de profundidade, conforme podemos verificar na figura 4 a seguir, os três pontos onde foram coletadas amostras do rejeito a, b e c , com coordenadas: 22J 30267673 e UTM7797; 22J 0268180 e UTM 6577107, 22J 39267663 e UTM 65 76588. O ponto de coleta do solo nativo (N) com coordenada: 22J 275639 e 6577431, distante do terceiro ponto da bacia de rejeito.

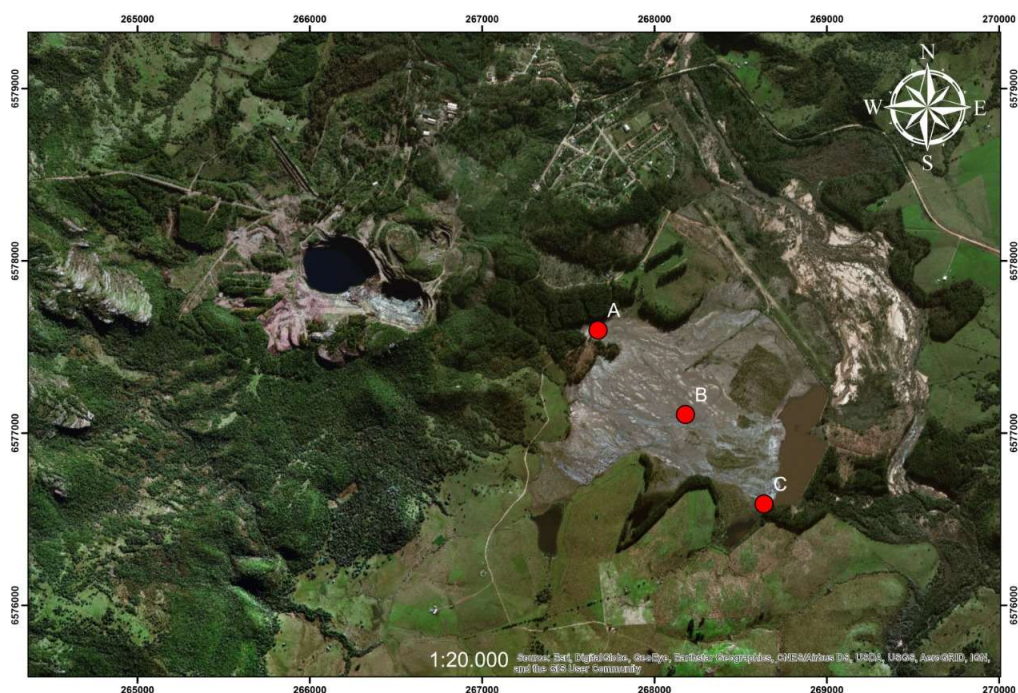


Figura 4 - Mapa de localização dos pontos de coleta na bacia do rejeito em Minas do Camaquã.

Após coleta foi realizado o processo de quarteamento seguindo Góes (2004), dividiu-se uma porção de cada amostra em quatro setores iguais e novamente em duas novas pilhas. Após esse processo de quarteamento, as amostras foram secas em estufa com temperatura de 40°C, por 8 horas, e após resfriamento as amostras foram pesadas para uso nas análises químicas e para a semeadura da espécie teste.

5.2.2 Análises químicas do Solo

Realizada no Laboratório de Química, a quantificação da concentração de ferro nas amostras de solo, foi baseada no método: Ferro no extrato sulfúrico, do Manual de Solos da Embrapa (2011), onde para cada amostra foi solubilizado 1,000g de solo em 20ml de Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) (diluído em água 1:1) e colocados em balão para ferver durante meia hora, usando condensador de refluxo. Após deixar esfriar, adicionou-se 50ml de água com proveta, para lavagem do fundo, filtrou-se e aferiu-o até o menisco (balão de 100 ml). O filtrado foi utilizado para as determinações de ferro, sendo usada 2ml da solução, 1 ml de Ácido Nítrico HN_3 (3M), e 2 ml de Tiocianato

de Amônio SCN (2M). Posteriormente, foram lidas no espectrofotômetro Uv-V em comprimento de onda de 480 nm, utilizando como padrão, a curva de calibração feita com solução estoque de Ferro(III) nas concentrações de 1 mg/L, 2mg/L e 4 mg/L.

Já para a análise qualitativa das amostras foi usado a técnica de espectroscopia por Raio-X, que qualifica os elementos variados e os quantifica em ppm ou %. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e enviadas para a análise com o Espectrômetro de Raio X (Modelo S1turboSD), no Laboratório de Lavra e Tratamento de Minérios (LATRAM) da UNIPAMPA.

5.2.3 *Propriedades Físico-químicas do solo*

As propriedades físicas e químicas do solo, foram avaliadas antes da semeadura da mamona, sendo as três análises baseadas no Manual de Métodos de Análises de Solos da EMBRAPA (1997).

Para analisar o pH foi utilizado a medição por Potenciômetro. Foi pesado 20g de cada amostra de solo seca, adicionado 20ml de água destilada. Após agitação por 30 minutos, foi lida no potenciômetro previamente calibrado. Para a determinação dos sais solúveis nos solos foi utilizado o mesmo extrato solubilizado na determinação do pH e lido em Condutivímetro digital, já calibrado.

Para a análise de umidade gravimétrica, foi pesada uma amostra de cada um dos 4 pontos de solo coletados, e determinado o peso da amostra úmida de cada solo. Depois, a mesma amostra foi transferida para estufa à 100°C, deixando nesta condição durante 24 horas. Após tempo de estufa, a amostra foi pesada novamente para se obter o peso da amostra seca. Para o cálculo de umidade gravimétrica foi utilizado a seguinte equação (1):

$$\text{Umidade Gravimétrica} = \frac{100 \times (a - b)}{b} \quad (1)$$

Onde: a = peso da amostra úmida (g);

b = peso da amostra seca (g).

5.3 Análises na espécie *Ricinus Communis L.*

A espécie utilizada neste estudo, foi *Ricinus communis L.* também conhecida como Mamona, por apresentar capacidade de acumulação de metais como já descrito. Sendo a cultivar AL Garany de acordo com a empresa BRSEEDS (empresa onde foram compradas as sementes) esta pode crescer até 2,60 m, sua tolerância à seca é alta e profundidade de plantio é de 5cm. A Mamona foi cultivada através de sementes, com a introdução de 6 sementes por vaso(1 kg de solo/vaso), em um total de 48 vasos nos seguintes grupos experimentais:

- 1) Controle – 1kg de solo nativo, foram semeados 8 vasos;
- 2) Rejeito ponto A – 1kg do solo coletado no ponto A do rejeito, foram semeados 8 vasos;
- 3) Rejeito ponto B – 1kg do solo coletado no ponto B do rejeito, foram semeados 8 vasos;
- 4) Rejeito ponto C – 1 kg do solo coletado no ponto C do rejeito, foram semeados 8 vasos.

Além disso, devido a grandes concentrações de metal encontrados no solo, optamos por fazer solos proporcionais para garantir o crescimento da mamona, sendo o grupo:

- 5) P1: 10%R/90%N - 100 g do solo coletado no ponto C do rejeito/ 900g do solo nativo;
- 6) P2: 75%R/25%N - 750 g do solo coletado no ponto C do rejeito/ 250 g do solo nativo;
- 7) P3: 25%R/75%N - 250 g do solo coletado no ponto C do rejeito/ 750 g do solo nativo;
- 8) P4:50%R/50%N - 500 g do solo coletado no ponto C do rejeito/ 500 g do solo nativo.

Para estes grupos proporcionais foram semeados 4 vasos. A semeadura ocorreu no dia 28 de agosto de 2018, e os vasos foram inicialmente regados com 100ml de água por vaso/dia. Como houve uma variação de temperatura diária, à medida que a temperatura aumentou foi usada uma quantidade maior de água, 300ml para cada vaso, a cada 2 dias. As análises do crescimento e concentração de ferro pela planta foram realizadas em duas etapas, após 45 dias da semeadura (45 D) e após 90 dias de semeadura (90 D).

*5.3.1 Análise Físio-morfológica da *Ricinus communis* L.*

A avaliação físico-morfológica foi realizada em 45 e 90 dias e foi avaliada segundo Kotz (2012) as dimensões lineares: a altura da planta (ALT), diâmetro do caule (DC), tamanho da raiz principal (TRP). E as unidades estruturais foram acompanhadas a partir da contagem de unidades morfológicas e anatômicas (folhas e raízes). Esta é utilizada para detectar diferenças entre os tratamentos estabelecidos pelo ambiente (PEIXOTO et. al., 2004). Cada amostra analisada seguiu-se conforme abaixo:

- Altura das plantas (ALT): medida com auxílio de uma régua graduada, considerou-se para tanto a distância vertical do solo até o ponto mais alto da planta;
- Diâmetro do caule (DC): O diâmetro caulinar foi determinado na base da planta, à 3 cm acima do solo, com auxílio de um paquímetro digital;
- Número de folhas vivas (NF): foi realizado a contagem do número de folhas presente em cada planta;
- Número de raízes secundárias (NRS): para cada planta, contou-se o número de raízes secundárias;
- Tamanho da Raiz Principal (TRP): foi medida da maior raiz com um escalímetro, da ponta até o colmo (divisória entre raiz principal e caule).

5.3. 2 Teores de Ferro nos tecidos vegetais

Após 45 dias e 90 dias da semeadura da *Ricinus communis* foram avaliadas a concentração dos teores de ferro, nos diferentes órgãos: raiz, caule e folha. Sendo que na primeira parte do experimento de digestão do vegetal, foi utilizado 0,5 g de material vegetal seco e moído adicionado a 4,0mL de HNO₃ (65%). A mistura ficou em repouso por aproximadamente 12 horas para digestão, após, foi aquecida gradativamente até 120°C (em chapa aquecedora), até o extrato se apresentar incolor. Após esfriar, o volume foi completado até 100ml, com água deionizada. Depois do preparo do extrato, 2 ml da amostra foi adicionada a 1ml de HNO₃ (3M) e 2ml de SCN(Tiocianato de Amônio) (2M) em tubos Falcon virgens, para quantificar cada amostra em Espectrofotômetro UV-V, lidos em 480nm, utilizando curva de calibração, realizada com solução estoque de Ferro(III), com concentração de 0,5mg/L à 10mg/L. Este experimento foi uma adaptação do método: Solubilização Nítrico Perclórica, do Manual de Análise de Tecido Vegetais da EMBRAPA (2011).

5.4 Fatores de fitorremediação

O acúmulo de metais nas porções dos vegetais foi avaliado por dois indicadores. O fator de bioconcentração (FBC), que relaciona a concentração do metal na raiz com a concentração acumulada no total da porção do vegetal (raízes, caule e folhas) equação 2. E o Fator de translocação (FT), que representa a capacidade do vegetal em deslocar o elemento do sistema radicular para a parte aérea (Equação 3) (PINTO, 2016).

$$FBC = \frac{[] \text{ Metal Total planta}}{[] \text{ Metal raiz}} \quad (2)$$

$$FT = \frac{[] \text{ Metal nas folhas}}{[] \text{ Metal na raiz}} \quad (3)$$

Os fatores de fitorremediação servem para embasar e estudar as diferentes formas em que as plantas estão remediando o ambiente em que se encontram. Além disso, é uma maneira de qualificar e quantificar os dados obtidos por estudos em fitorremediação (DEMARCO, 2016).

5.5 Análise estatística

A análise estatística foi realizada pelo programa Graphpad, por meio do teste ANOVA de uma via. Quando a diferença de significância foi observada entre os tratamentos ($P \leq 0,05$), foram realizadas pós teste com o teste de Dunnett ($p < 0,05$) e Bartlett's ($p < 0,0001$).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Análises físico-químicos do solo

Conforme podemos verificar na tabela 1 os valores de potencial hidrogênio-nico (pH) cresceram à medida que a condutividade elétrica (CE) aumentou simultaneamente com a concentração de Fe das amostras de solo. Nascimento (2015) reforça que o aumento de CE esta correlacionado com o aumento de sais solúveis na solução do solo.

No solo nativo, foram encontrados valores médios de pH= 5,58, CE= 45,6 $\mu\text{s cm}^{-1}$, já no solo do Rejeito C, foram encontrados valores de pH=8,22, CE= 101,6 $\mu\text{s cm}^{-1}$. Em relação a umidade gravimétrica do solo, o Ra mostrou-se mais úmido que os demais, como o solo do Rejeito C com $U_g = 1,05\%$.

Chandra (2015), encontrou em solo contaminado por lodo de destilaria (com metais pesados) valores para pH igual à 8,0, CE= 2.292 $\mu\text{s cm}^{-1}$ médio no solo antes da utilização de Mamona para descontaminação do solo. Andrezza (2015) analisou

fatores físico-químicos de solo de viticultura, de rejeito de cobre das Minas Camaquã e um solo nativo do local, para utilização dos mesmos para fitorremediação. Sua análise foi de pH para o rejeito de cobre de 7,9 e para o solo nativo 5,8.

Tabela 1 - Valores médios físico-químicos e de concentração de Fe das amostras de solo.

Amostra	pH	CE	Mumida g	Mseca g	Ug %	Fe mg.kg ⁻¹ de solo
N	5,58	45,6	21,3103	20,6797	3,0494	0,006714
Ra	6,76	93,9	20,9416	20,0683	4,3516	0,010601
Rb	7,75	65,9	21,5047	17,7295	2,2933	0,005654
Rc	8,22	101,6	21,0042	20,7845	1,0570	0,031449

*Ug: Umidade gravimétrica; CE: condutividade elétrica($\mu\text{s}/\text{cm}$); e pH: potencial hidrogeniônico; N= Solo Nativo, Ra= Solo Rejeito ponto A, Rb= Rejeito Rejeito ponto B, Rc= Solo Rejeito ponto C; Significativo para teste ANOVA($p < 0,0001$).

Sabe-se que condições de pH acima de cinco se reduz a mobilidade de metais pesados no solo, sendo desfavorável ao crescimento de plantas por tornar alguns micronutrientes, menos biodisponíveis (BARROS et al., 2011). No entanto como veremos a seguir o pH elevado do solo, no geral não influenciou no crescimento da *Ricinus communis* em 90 dias de experimento. De acordo com a Embrapa (2006), O ideal para o cultivo da mamona é que o solo tenha pH próximo da neutralidade, sendo tolerado o pH na faixa de 5,5 à 8,0, sem prejuízo drástico à planta.

Além disso, quando pH for acima de 8,0, pode ter influenciado na capacidade de bioacumular o Ferro, pois micronutrientes como manganês e zinco são pouco assimiláveis ao vegetal, também interferindo em seu desempenho.

6.2 Análise dos Teores de Ferro no solo após 90 dias de exposição

Com os resultados de teores de Fe no solo, após 90 dias de crescimento das plantas (figura 5), foi observado que o rejeito c(valor médio de 7,9%) apresentou o maior teor de ferro, sendo seguido pelas amostras no Ra(6,2%) e depois no Rb(5,4%).

Os três solos apresentaram aumento estatisticamente significativo quando comparados ao solo N(1,3%). Para as misturas proporcionais, observamos uma variação na concentração de Fe, todas estatisticamente maiores que controle. As misturas proporcionais entre solo nativo e rejeito também apresentaram concentrações de ferro estatisticamente diferente do grupo controle, sendo $P1 > P3 > P2 > P4$.

Sugerimos que ocorreu devido ao processo de mistura com solo do rejeito e do nativo, pelo quarteamento, onde a fração de solo utilizada para a realização da quantificação do metal, pode não ter ficado homogênea.

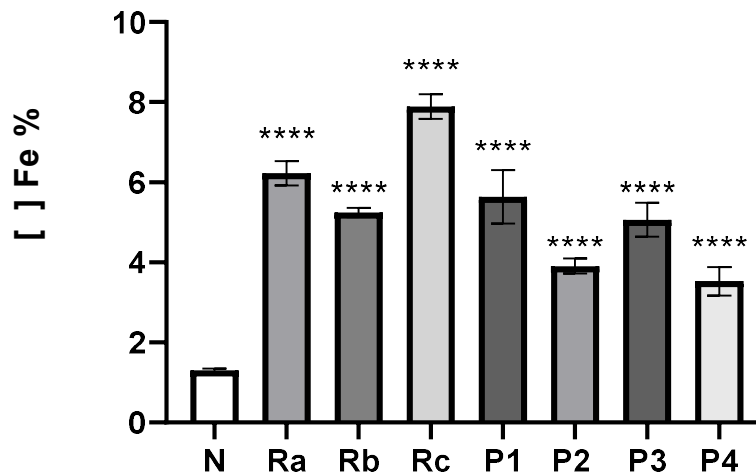


Figura 5 - Concentração de Fe nas amostras de solo 90D. N: Nativo (n=8), Ra: Rejeito A(n=8), Rb: Rejeito B(n=8), Rc: Rejeito C(n=8); e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N (todos os solos tiveram n=4). Os dados foram submetidos à análise estatística Oneway ANOVA, seguido comparações múltiplas de Dunnett. As diferenças foram consideradas significativas quando $P < 0,05$. **** Representam diferença estatística quando comparados ao grupo controle (N).

Utilizando estes dados e as coordenadas geográficas foi construído um mapa de isotores(figura 6), usando o programa Surfer 2D.

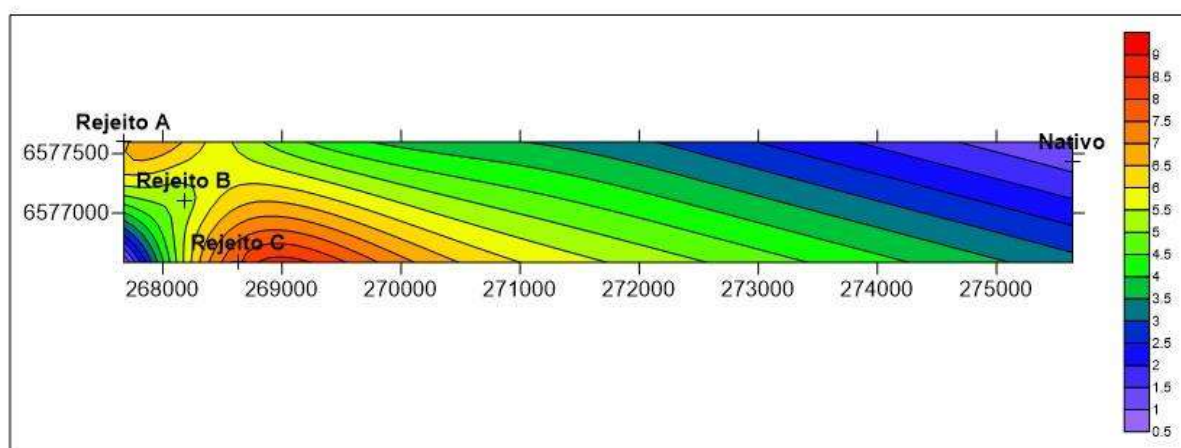


Figura 6 - Mapa de isotores da % Fe no solos: Nativo, Rejeito A, Rejeito B e Rejeito C com suas coordenadas.

Através do mapa de isotores, observa-se que os teores de Fe estão distribuídos de forma heterogênea, apesar da pouca quantidade de pontos coletados na barragem de rejeito de minério. Onde as concentrações de Fe na bacia, são representadas pelas seguintes escalas de cores: Laranja (6,5% à 7,0%), Verde (5,0% à 5,5%), Vermelho (7,5% à 8,0%) e Roxa (1,0 à 1,5%).

Na figura 7, podemos observar a diferença de declividade pelo perfil de elevação de cada ponto, citado à cima, este mapa foi confeccionado através do programa Google Earth Pro. Podemos observar que o solo Nativo tem um declive de 243m, apresentando uma declividade de 113m em relação aos pontos de coleta: Rejeito C (130m), Rejeito B(130m) e o Rejeito A(143m), resultados sugerem que não há influência do solo contaminado da bacia do rejeito no solo controle.

Porém analisando a figura 6 e a figura 7 podemos sugerir que as concentrações maiores de Ferro encontrados para o ponto Rejeito C, pode estar sofrendo influência de deslocamento da pluma de contaminação dos pontos Rejeito A e Rejeito B. Além disso, observamos a presença de pequenas áreas alagadas no local de controle do Rejeito C o que pode facilitar a dissolução do metal no solo, e com isso levar a maior concentração do mesmo.

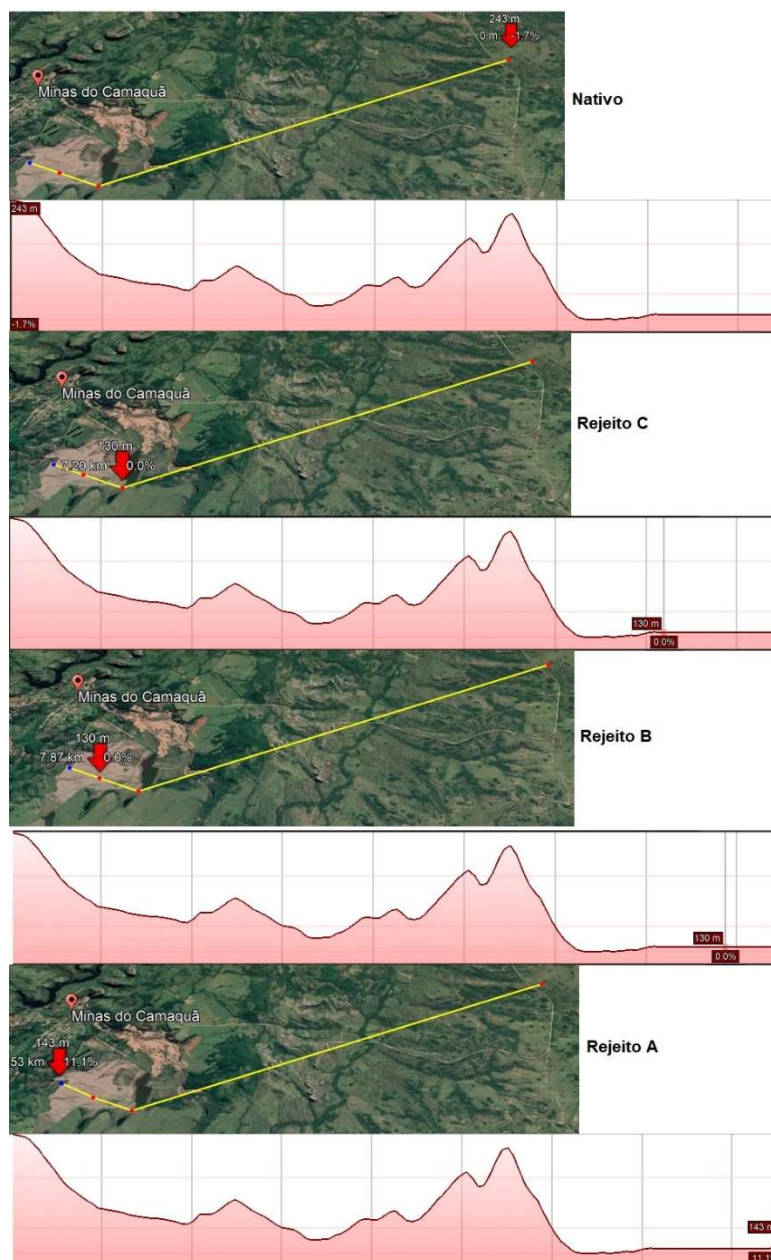


Figura 7 - Mapa de perfil de elevação com as declividades (na seta vermelho) de cada ponto de estudo Nativo, Rejeito A, Rejeito B e Rejeito C; Plotado pelo programa Google Earth Pro.

6.3 Análise da concentração de Fe no Caule, Folha e Raiz da *Ricinus communis* L.

Além da análise dos teores de Fe no solo, foi avaliado, pelo método quantitativo de espectrofotometria de Uv-visível, as concentrações de Fe nos diferentes órgãos

(caule, folhas e raízes) da planta cultivada *Ricinus communis* (figura 8), bem como foi determinada a concentração total de ferro absorvido pela planta (figura 9).

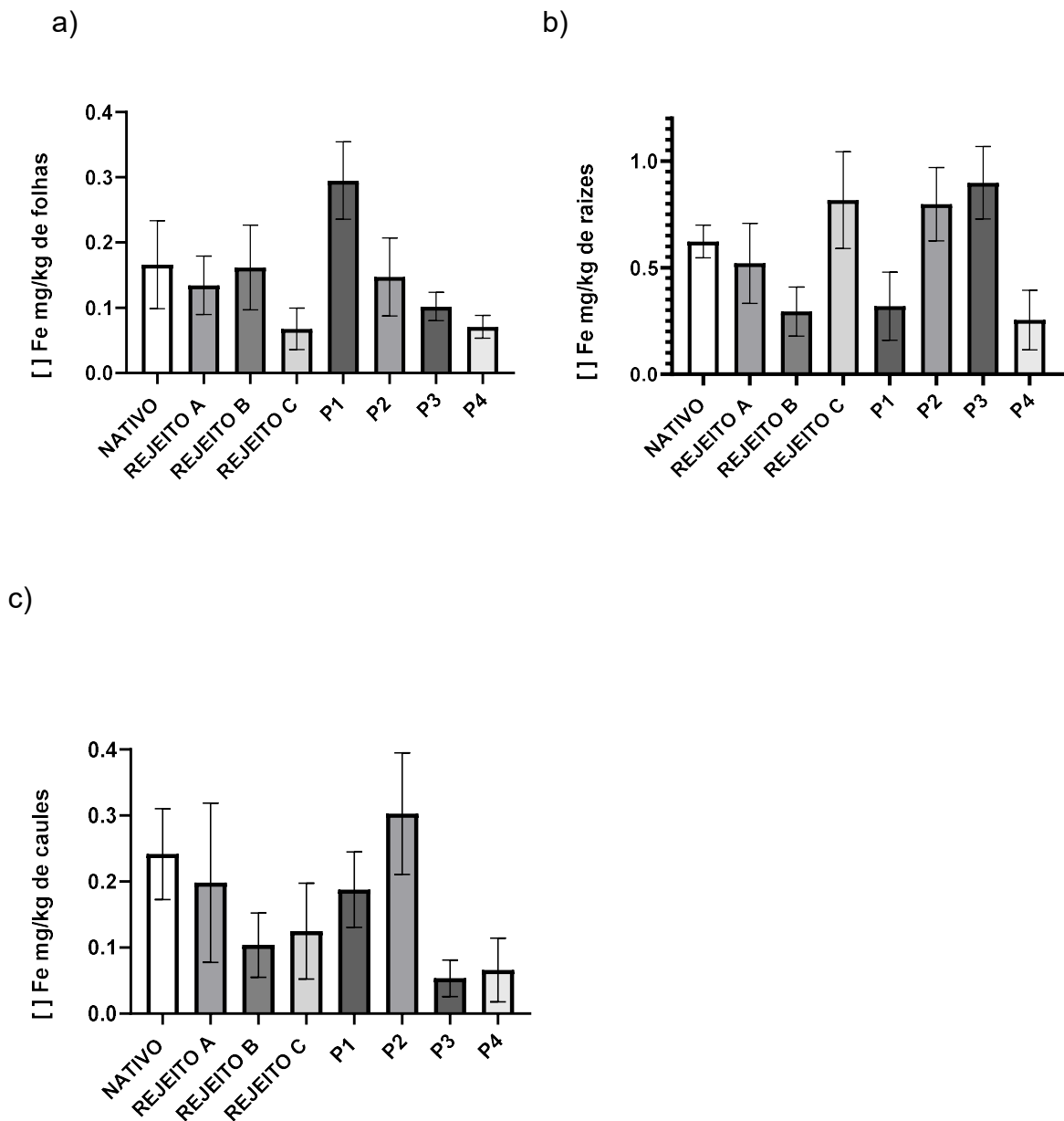


Figura 8 - Os gráficos representam as concentrações de Fe nos diferentes órgãos: a) caule, b) folha e c) raiz, da *Ricinus communis* L. cultivados em diferentes solos N: Nativo, Ra: Rejeito A, Rb: Rejeito B, Rc: Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25. Os dados foram submetido a análise estatística Oneway ANOVA e Bartlett's teste, seguidas de teste Dunnetts e estão representados com a média \pm erro padrão.

Podemos observar na figura 8c que não houve diferença estatística significativa entre os diferentes solos para o caule, folhe e raiz. Porém, foi possível observar uma

maior absorção do metal nas raízes da espécie quando comparadas aos demais órgãos da planta.

No estudo de Chandra (2016) foram utilizadas diferentes espécies nativas para fitorremediação de solo contaminado com lodo de destilaria, este em presença de oito metais como Fe, Ni, Zn, Cr, Cd, Pb, Cu e Mn. Uma das espécies analisadas foi a Mamona (n=3) que concentrou Fe=5.655 mg kg⁻¹ nas raízes, 4.785 mg kg⁻¹ nas folhas e 4.515 mg kg⁻¹ caules bem maiores aos valores encontrados no presente trabalho.

De forma decrescente de acumulo a *Ricinus communis*, mostrou que as concentrações de Ferro foram Raízes> Caules>Folhas. Segundo Yoon (2006) uma das estratégias de fitorremediação de solo contaminado por metais é a fitoextração, ou seja, através da absorção e acumulação de metais nas raízes das plantas. O padrão similar para a acumulação do Fe na raiz de plantas foi relatado também por vários investigadores (GUPTA; SINHA 2007A; SINGH ET AL., 2010; SINGH; SINHA ,2004).

Com o gráfico dos valores totais de Fe na planta (figura 9), também não observada diferença significativa no acumulo do metal nas plantas, submetidas aos diferentes tipos de solo quando comparadas ao grupo controle.

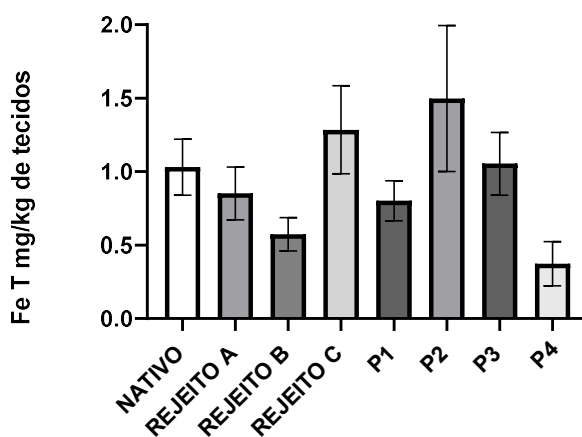


Figura 9 - Gráfico da concentração total de Fe, em *Ricinus communis* L. exposta por 90D a diferentes tipo de solo: N: Nativo(n=6), Ra: Rejeito A(n=7), Rb: Rejeito B(n=7), Rc: Rejeito C(n=6); e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N. Os valores foram submetidos ao teste Oneway ANOVA(p<0,005).

6.4 Análise do crescimento da espécie *Ricinus communis L.*

A germinação da espécie iniciou após 30 dias do plantio, sendo que de 6 sementes plantadas, germinaram em média 4 por vaso, não havendo desbaste no ciclo, com intuito de obter uma maior massa final de tecido vegetal para as quantificações.

De acordo com estudos de Hansen (1996), o solo das Minas do Camaquã local do estudo, em geral são Neossolos Litólicos rasos, onde afloram arenitos, conglomerados e raros locais com derrames de lavas de composição intermediária a basáltica, que formam os solos, de maior fertilidade. Contudo a baixa fertilidade predomina nesse solo, necessitando de fertilizantes, calagem e manejo adequado. O que não foi realizado no estudo, com intuito de não fazer alterações no solo da área coletada.

Conforme estudo realizado por Jucoski (2016), a espécie *Eugenia uniflora L.* em contato com concentração elevada de Fe ocasionou toxidez a planta, reduzindo o crescimento, levando ao aparecimento de manchas foliares de cor amarelo/amarronzada que evoluíam para lesões necróticas, diminuindo a área foliar e causando escurecimento das raízes. O que não aconteceu neste estudo, onde o crescimento após a germinação da *Ricinus communis L.* se revelou saudável mesmo em solos com maior concentração de Ferro, como os de Rejeito A, B, e C. Na figura 10a, nota-se que aos 45D poucas sementes germinaram e cresceram, porém aos 90D (figura 10b) podemos observar que as plantas germinaram e cresceram.



Figura 10 - Representa o crescimento da Mamona aos a) 45 dias, e o crescimento aos b) 90 dias de experimento.

Na figura 11a, podemos observar que a altura das plantas aos 45 dias de tratamento teve variação não significativa para os diferentes grupos de exposição, com menor tamanho médio em Rb= 5,4cm e maior em P1= 19,5cm.

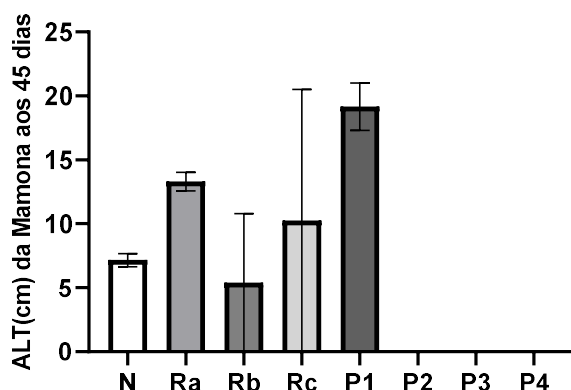
Na figura 11b), resultado dos 90 dias após início dos experimentos com a Mamona, podemos observar que o grupo P2 apresentou um maior crescimento, o qual foi estatisticamente significativo em relação ao grupo controle. A menor média de altura para os 90 dias foi Rc=8,3cm e maior P2= 24,7cm.

Rodrigues et al., (2009) observou, trabalhando com aplicação de água residuária doméstica na cultura da mamoneira, que a altura das plantas cresceu de forma mais acentuada entre 48 e 90 dias. Esses dados corroboram com este trabalho, uma vez que observamos um grande crescimento entre 45 e 90 dias.

A Mamona tem a capacidade de absorver contaminantes distintos presentes no solo simultaneamente, isto é, um solo que apresenta mais de um metal pesado em sua composição pode tê-los absorvidos por um único tipo de vegetal (LOMBI; ZHAO; MCGRATH, 2001). Levando em conta por ser uma área de rejeito, há presença de

outros metais pesado como Al, Cu, Zn, Cd, entre outros. Sugerimos estes outros metais, podem estar influenciando, no crescimento e na capacidade de bioacumular ferro pela Mamona, apresentado neste trabalho.

a)



b)

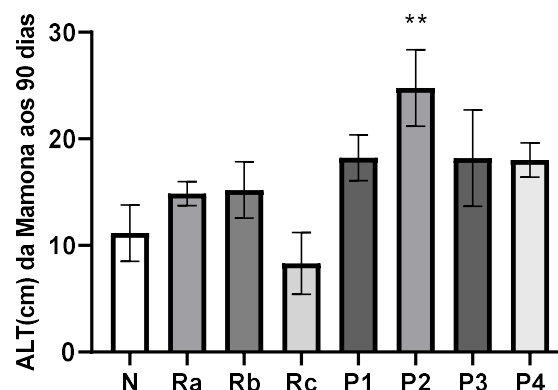


Figura 11 - Altura (ALT) médias das amostras de *Ricinus communis* aos a) 45 e b) 90 dias crescendo em diferentes solos: Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4: 50%R/50%N. Para fins de não germinação, os valores foram considerados 0. Os dados estão representados com a média \pm erro padrão, e foram submetidos à teste ANOVA ($p < 0,05$) e *representam diferença estatisticamente significativa para teste Dunnetts.

Na figura 12a), podemos demonstrar os valores do Diâmetro dos Caules (DC). O menor valor médio foi observado para Rb, com DC=0,39cm e maior para P1, com DC= 0,50cm aos 45 dias, porém essa diferença não foi significativa quando comparada ao grupo de controle. Na figura 12b) os valores médios do DC aos 90 dias após início de tratamento, apresentaram como menor média o ponto RC, com DC=0,13cm e maior para P2, com DC=0,50cm, porém estes resultados não foram significativos ao grupo solo nativo. Além disso, observamos também que alguns grupos, ocorreu a diminuição do DC nos diferentes tempos de exposição de 45D para 90 D.

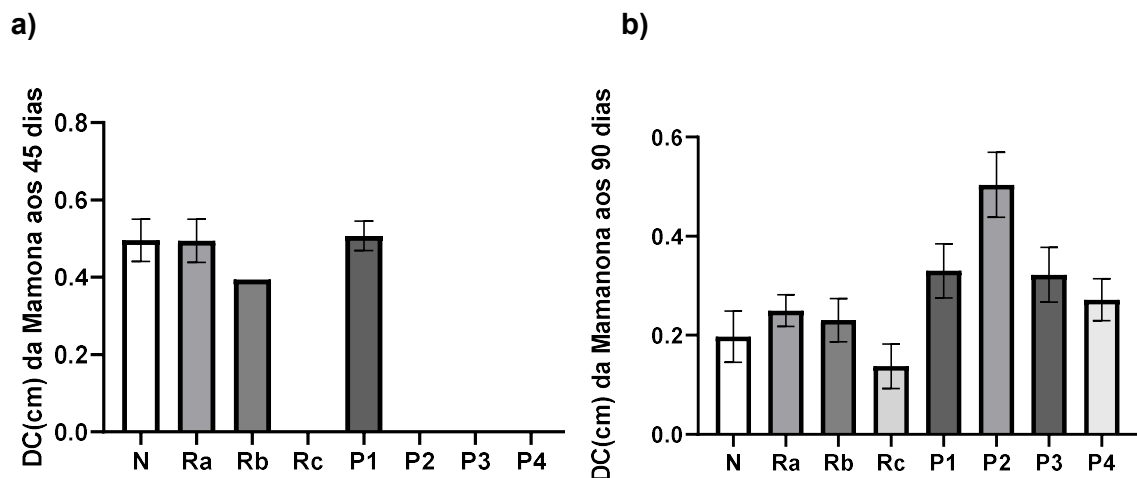


Figura 12 - Gráficos dos Diâmetros dos Caules(DC) médios, de *Ricinus communis* aos a)45 e b)90 dias crescendo em diferentes solos: Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N. Os dados estão representados com a média \pm erro padrão.

Rodrigues et al. (2009) também constatou, que o diâmetro caulinar da mamoneira cresce de forma mais acentuada até três meses após o plantio. Neste trabalho as plantas denominadas N, Ra, Rb e P1 diminuíram o Diâmetro do Caule (DC) em comparação com os 90 dias. Sugerimos que isso ocorreu devido a uma variação de crescimento durante a fase inicial do desenvolvimento da planta, e que provavelmente se acompanhássemos a planta por um maior período (mais de 3 meses) observaríamos um aumento no DC. Algumas amostras não apresentaram nem um tipo de crescimento até os 45 dias, logo não podendo ser comparada com os valores de 90 dias.

Não foi observado diferença significativa no número de folhas, entre os diferentes solo, em 45 dias (figura 13a) e nem em 90 dias (13b) de estudo.

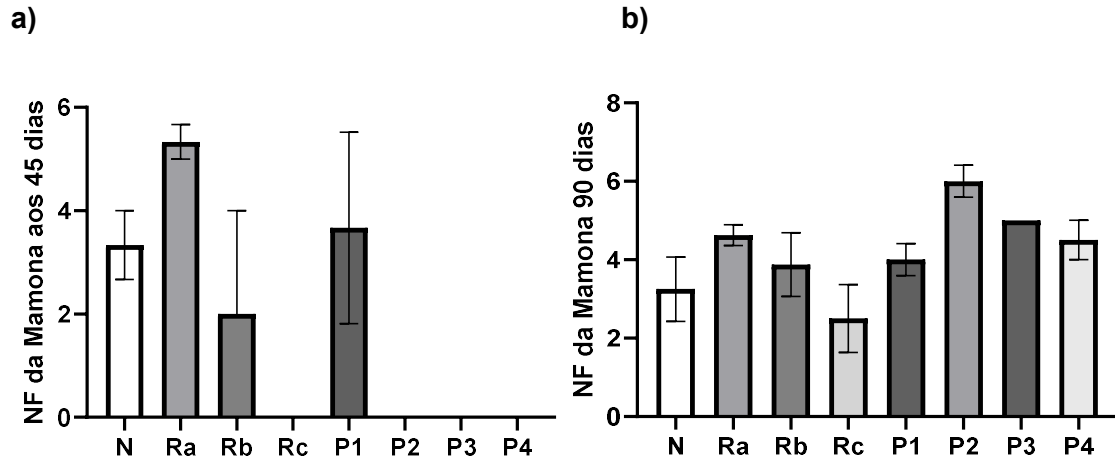


Figura 13 - Valores médios do Número de Folhas (NF) para *Ricinus communis* aos a)45 e b)90 dias crescendo em diferentes solos: Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N.

Na avaliação do número de Número de Raízes Secundárias (NRS) (figura 14 a e b) não foi observado significância entre os dados, neste caso houve heterogeneidade, o número de raízes totais nos diferentes solos. Os valores médios de NRS para 90D respectivamente são da N=6,3, Ra=29,87, Rb=26,5, Rc= 16,5, P1=35,5, P2=25,25, P3=15,25 e P4=11,25.

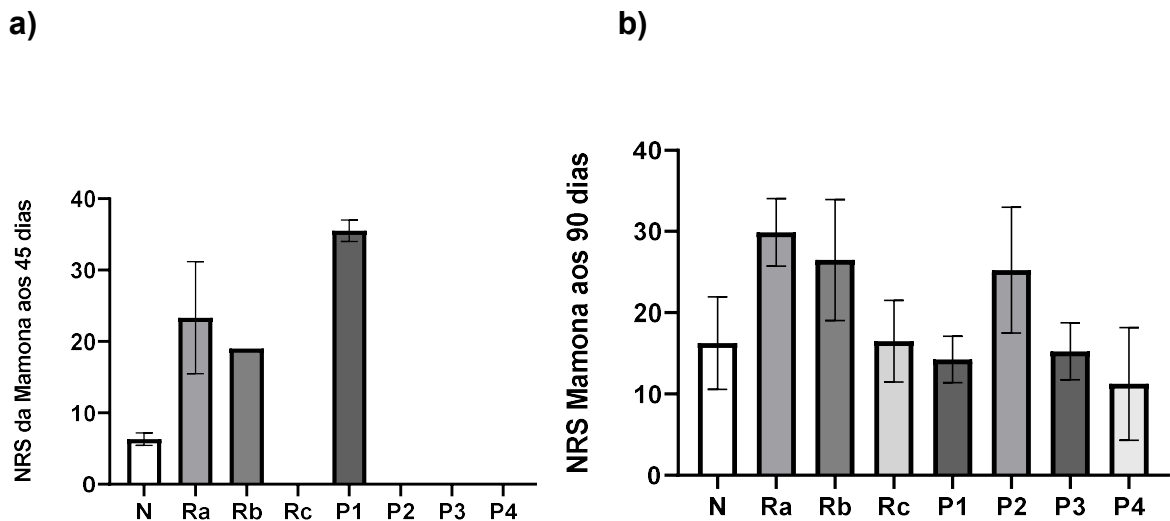


Figura 14 - Valores médios do Número de Raízes Secundárias (NRS) para amostras de *Ricinus communis* aos a)45 e b)90 dias crescendo em diferentes solos: Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N. Os dados estão representados com a média \pm erro padrão, e foram submetidos à teste ANOVA($p < 0,05$).

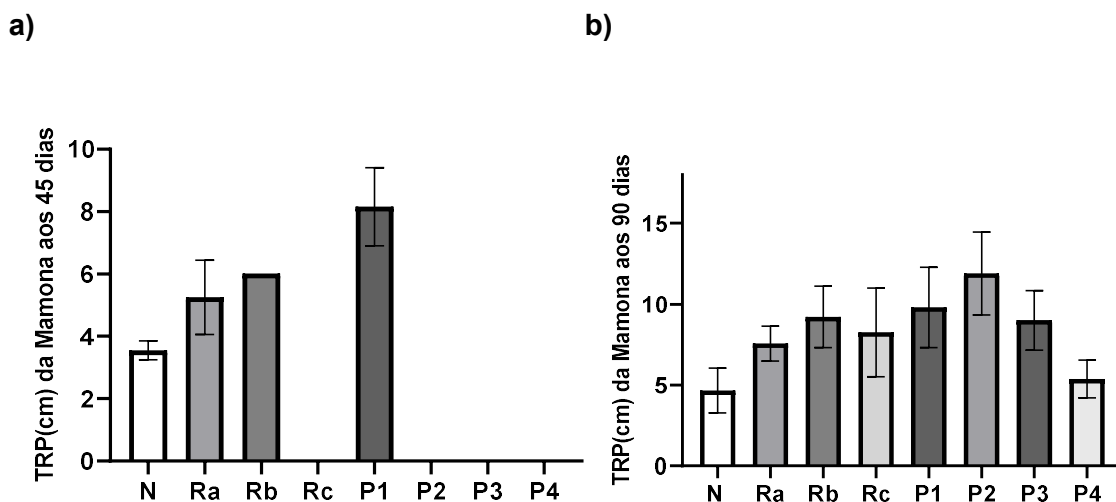


Figura 15 - Valores médios do Tamanho de Raiz principal (TRP) para *Ricinus communis* aos a)45 e b)90 dias crescendo em diferentes solos: Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N. Os dados estão representados com a média \pm erro padrão, e foram submetidos à teste ANOVA($p < 0,05$).

Avaliação do Tamanho da Raiz Principal (TRP) figura 15a) e 15b), mostrou que não houve diferença significativa entre o tamanho da raiz nos diferentes solos. Foi observado uma variação o menor valor médio para o solo N, com TRP=3,5cm e maior para solo P1 com TRP=8,15cm aos 45 dias (figura 15a). Aos 90 dias (figura 15b) a menor medida foi para o solo, TRP= 4,66cm o maior para o solo P1, com TRP=11,9cm.

Logo, pelos gráficos acima, os resultados das análises da ALT, DC, NF e o TRP, nos seus maiores valores foram proporcionais com a concentração mais alta de ferro encontrada na mesma amostra P2 (figura 9).

Através da figura 16, visualizou-se que não houve efeito dos diferentes tipos de solo, sobre o crescimento e aspectos físico-morfológicos das plantas de *Ricinus communis* L. até 90 dias de plantio. Tendo em vista crescimento da parte aérea, sem sintomas de toxidez de Fe nas folhas e nem pontos de abscisão de folhas mais velhas das plantas, as quais se encontravam na coloração verde. Os aspectos morfológicos do comprimento e da coloração clara das raízes mostrou-se saudável, assim como os caules com coloração rosada.

**NATIVO****P1****REJEITO A****P2****REJEITO B****P3****REJEITO C****P4**

Figura 16 - *Ricinus communis* após 90 dias. Na ordem (esquerda para direita): plantas que menos e mais se desenvolveram. N: Nativo, Ra: Rejeito A, Rb: Rejeito B, Rc: Rejeito C (n=8); e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4: 50%R/50%N (n=4).

Segundo Baird (2002), o problema das plantas hiperacumuladoras de metais pesados é o seu crescimento vagaroso, o que indica um acúmulo lento de metais em sua fitomassa, fazendo-se necessário um período maior que 90 dias para este tipo de estudo. Podemos correlacionar isso aos resultados encontrados para o solo proveniente do rejeito c, o qual apresentou de forma geral uma maior concentração de ferro (figura 5), ao mesmo tempo que apresentou uma tendência menor de crescimento (figuras 11, 12, 13 e 14).

O nível crítico de toxicidade de Fe em plantas, dependendo de vários fatores, varia de 300 a 500 mg kg⁻¹ massa seca (DOBERMANN; FAIRHURST, 2000). O Fe não afetou de forma significativa o crescimento das mesmas.

O excesso de Fe pode causar desequilíbrio nutricional nas plantas, induzindo a deficiência de alguns minerais essenciais tais como P, Ca, K, Mg e Zn (AUDEBERT; FOFANA, 2009) para o seu desenvolvimento. Grande parte das alterações nutricionais está relacionada à formação da chamada “placa de ferro” na superfície radicular (CHEN et al., 2006; STCYR; CAMPBELL, 1996). Essas placas, constituídas de óxidos e hidróxidos de ferro, apresentam elevada capacidade para adsorver diferentes minerais (LIU et al., 2008; ZHANG; ZHANG; MAO, 1999), atuando como barreira à absorção dos nutrientes essenciais.

6.5 Fatores de Translocação e Bioconcentração

Com os teores de ferro em cada órgão (caule, folha e raiz) e no solo das diferentes amostras, foi possível calcular os Fatores de Translocação (FT) e Bioconcentração (FBC), conforme equações (2) e (3) vistas acima, os resultados estão representados na figura 17, que ajudam a avaliar o potencial fitorremediador de uma planta, ou seja a sua capacidade de acumular ou transportar um contaminante.

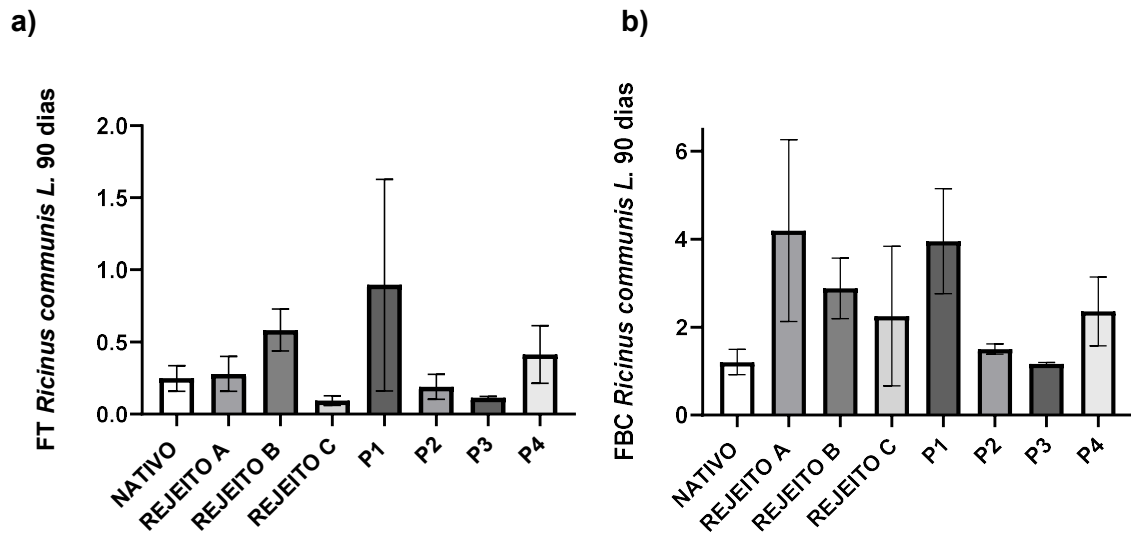


Figura 17 - Fatores de Bioconcentração(FBC) e Translocação(FT) de *Ricinus communis* L. nos 90 dias (b e d) de exposição em solos Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N. Analisados pelo teste estatístico ANOVA ($p < 0,05$), valores médios \pm erro.

Considerando que as plantas com FBC superior a 1 e FT inferior a 1 são consideradas boas estabilizadoras (YOON et al. 2006), visto que apresentam, dessa forma, capacidade de acumular contaminantes e mantê-los principalmente nas raízes. Para a técnica de fitoextração, é necessário que ambos FT e FBC sejam superiores a 1 (FITZ; WENZEL 2002), sendo necessário a planta acumular e translocar até a parte aérea.

Siqueira-Silva et al. (2012) obtiveram valores de fator de translocação de 0,20 e 0,41 para as espécies *Ipomoea pes-caprae* e *Canavalia rosea*, respectivamente, quando expostas por 10 dias ao tratamento com 126 mg L^{-1} de Fe. Esta baixa capacidade de translocação do Fe das raízes para a parte aérea tem sido sugerida como um mecanismo de defesa ao estresse causado por níveis tóxicos de Fe (STEIN et al., 2008).

Aos 90 dias conforme a figura 17b, obteve-se os valores de FBC para os diferentes solos, o que resultou em $FT < 1$ e $FBC > 1$ consideradas plantas fitoestabilizadoras;

Os resultados de 90 dias foram significativos para $p < 0,05$, pelo teste ANOVA para FT, não mostrando valores significativos para múltiplas comparações por teste de Dunnett. E para FBC, significativo pelo teste de Bartlett $p < 0,0001$.

Cheraghi et al. (2011) ao analisar o FT de diversas espécies em solos contaminados (incluindo as famílias *Asteraceae* e *Poaceae*), detectou também valores inferiores a 1,0 para a maioria das plantas estudadas. Nascimento Jr, (2011) descobriu que, os valores de bioconcentração para todas as plantas amostradas foram na faixa de 0,01 (Umbu-cajá) à 0,50 (Capim Buffel).

A Mamona não apresentou valores significativos de bioconcentração de ferro nas partes aéreas da planta, provavelmente pelo pequeno período experimental de 90 dias. Contudo se acompanhado além dos 3 meses a planta poderia apresentar valores de translocação (raíz parte aérea) maiores. Isso pode ser relacionado com o gráfico 12, no qual podemos observar os valores de DC não estão estabilizados ou crescentes, sugerindo que a planta ainda está em estado juvenil ou de crescimento.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar do resultado promissor do seu potencial é preciso avaliar os efeitos à longo prazo em vários ciclos da cultura da Mamona, testar no local de estudo referido (*in situ*), onde tem-se influencias edafoclimáticas diretas e utilizar meios de nutrição e calagem do solo para um melhor entendimento da espécie em um local contaminado por rejeito de minério e pelo metal ferro.

As plantas de *Ricinus communis L.* submetidas à solos contaminados por rejeito, não exibiram sintomas de toxidez típicas de Fe ou desordem nutricional causada por ele, como as caracterizadas por bronzeamento foliar e escurecimento das raízes. O excesso de Fe também não reduziu as variáveis de crescimento da mesma, até o final de estudo.

A espécie apresenta um potencial para uso em técnicas de fitorremediação de metais pesados mediante aos mecanismos de fitoestabilização, visto que apresentam

capacidade de bioconcentrar Ferro e mantê-lo em maior concentração em suas raízes.

A partir das análises de concentração de Ferro nas amostras de solo, pode-se observar diferença significativa entre os valores encontrados do metal no solo Nativo, com os contaminados por rejeito de minério. O solo coletado na bacia de rejeito apresentaram valores muito maiores do que no solo nativo. Além disso foi encontrado diferentes metais pesados como Al, Cr, Cu, Cd, Zn. Que em contato ao meio ambiente e as plantas podem ser altamente nocivos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIB, P. **Projeto expansão Camaquã, Caçapava do sul**, 1979.

ABNT / NBR 1394. Determinação de ferro por Método colorimétrico da ortofenantrolina, 1997.

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. **Contaminação química e biorremediação do solo**. In: **NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V.; V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. V. 1. P. 299-352

ALMEIDA, M. L.; MEROTTO JUNIOR, A.; SANGOI, L.; ENDER, M.; GUIDOLIN, A. F. **Incremento na densidade de plantas: uma alternativa para aumentar o rendimento de grãos de milho em regiões de curta estação estival de crescimento**. Ciência Rural, Santa Maria, v. 30, n. 1, p. 23-29, 2000.

ALMEIDA, T. C.; CANÉCHIO FILHO, V. **Principais Culturas. 2. Ed.** Campinas, SP: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, v. 2, 403 p. 1973.

ANDRADE, L.C.R. **Caracterização de rejeitos de mineração de ferro, in natura e segregados, para aplicação como material de construção civil**. 2014

ANDRADE, M. G.; MELO, V. F.; GABARDO, J.; SOUZA, L. C. P.; REISSMANN, C. B. **Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo: I - fitoextração**. Revista Brasileira Ciência do Solo, v.33, p.1879-1888, 2009.

AUDEBERT, A.; FOFANA, M. **Rice yield gap dueto iron toxicity in West Africa**. Journal of agronomy and crop Science, v. 195, p. 66-76, 2009

AUDET, P., e Charest, C. **Heavy metal phytoremediation from a meta-analytical perspective**. Environmental pollution, pg.: 147, 231-237, 2007.

AZEVEDO, D.M.P. de; LIMA, E.F.; BATISTA, F.A.S.; BELTRÃO, N.E.de M.; SOARES, J.J.; VIEIRA, R. De M.; MOREIRA, J,de A.N. **Recomendações técnicas para o cultivo da mamoneira (*Ricinus communis* L.) no nordeste do Brasil**. 52p. (Embrapa Algodão. Circular Técnica, 25), 1997.

BAKER, A. J. M. **Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals**. J. Plant nutrition, 3:643-654, 1994.

BARROS, Y. J.; MELO, V. F.; KUMMER, L.; SOUZA, L. C. P.; AZEVEDO, J. C. **Indicadores físicos e químicos de qualidade de solos de área de mineração e metalurgia de chumbo**. Semina: Ciências Agrárias, v.32, p.1385-1404, 2011.

BECANA, M.; Moran, J. F.; Ormaetxe, I. **Iron: dependente oxygen free radical generation in plants subjected to environmental stress: toxicity and antioxidante protection**. Plant and Soil, 201: 137-147, 1998.

BELTRÃO, N. E. AZEVEDO, D.M. **O agronegócio da mamona no Brasil. 2. Ed. Rev. E ampl. Campina Grande: Embrapa Algodão.** Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica. p. 45-72, 2007.

BENINCASA, M. M. P. **Análise de crescimento de plantas (noções básicas).** 2. Ed. Jaboticabal: FUNEP, 41 p. 2003

BENINCASA, M. M. P. **Análise de crescimento de plantas.** Jaboticabal: FUNEP, 42p. 1988

Berman P, Nizri S, Wiesman Z. **Castor oil biodiesel and its blends as alternative-fuel.** Biomassbioenergy 35:2861–2866, 2001

BRIAT, J. F; LEBRUN M; **Plant responses to metal toxicity.** Academie des Science, Paris, 322:43-54,1999

BRIAT, J. F; LOBRÉAUX, S. **Iron transporte and storage in plants.** Trends in Plant Science, 2:187-193. 1997

BRSEEDS: Produção e Comércio de Sementes Ltda. Acesso: 20/06/2018 às 20:06 <https://www.brseeds.com/empresa-248016.htm>

BRUGAGEMANN, W.; MASS-KANTEL, K.; MOOG, P.R. **Iron uptake by leaf mesophyll cell: the role of the plasma membrane-bound ferric-chelate reductase.** Planta,190:151-155. 1993

CALABUIG, G. **Medicina Legal y Toxicologia. E. Villanueva Canadas, Masson. 6a Edicion, 939-967.** 2004

CASTRO, T. A.; NALINI JUNIOR, H. A.; LIMA, H. M. **Entendendo a Mineração no Quadrilátero Ferrífero.** Belo Horizonte: Ecológico. 93 p. 2011.

CHANDRA R. **Phytoextraction of heavy metals by potential native plants and their microscopic observation of root growing on stabilised distiller-ysludge as a prospective tool for in situ phytoremediation of industrial waste.** 2014

CHANEY, R. L.; MALIK, M.; LI, Y. M.; BROWN, S. L.; BREWER, E. P.; ANGLE, J. S.; BAKER, A. J. M. **Phytoremediation of soil metals. Current opinions in Biotechnology, 8:279-284,** 1997.

CHATTERJEE C.; GOPAL, R.; DUBE, B. K. **Impact of iron stress on biomass, yield, metabolism and quality of potato (Solanum tuberosum L.). scientia horticulturae, v. 108, p. 1-6, 2006.**

CHERAGHI M; LORESTANI B; KHORASANI N; YOUSEFI N; KARAMI M. **Finding sonth ephytoextraction and phytostabilization of soils contaminated with,** 2011.

CHIERICE, G. O.; CLARO NETO, S. **Aplicação industrial do óleo. agronegócio da**

mamona no Brasil. 2. Ed. Rev. E ampl. Campina Grande: Embrapa Algodão; Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. P. 417-448.

CHRIST, R.A. Iron requirement and iron uptake from various iron compounds by different plant species. Plant physiology 54, 582–585, 1974.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P.; HSU, F. C. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. Advance in Agronomy, New York, v. 56, p. 55-114, 1996.

DE LIMA; DA SILVA N; MACIEL M; BATISTELLA C; FILHO R. Optimization of biodiesel production from castor oil. Appl Biochem Biotech 130: 405–414, 2006.

DE SOUZA; COSTA E.T; GUILHERME L.R.G; DE MELO E.C; RIBEIRO B.T; DOS SANTOS B; Assessing the tolerance of castor bean to Cd and Pb for phytoremediation purposes. Biol Trace Elem Res 145(1):93–10, 2012

DINARDI, Ana Lúcia et al. Fitorremediação: III Fórum de estudos contábeis, faculdades integradas claretianas. Anais. Rio Claro, São Paulo, 2003.

DOBERMANN, A.; FAIRHURST, T. Rice: nutrient disorders and nutrient management. Manila: International Rice research institute, 2000. 191 p.

DUARTE, A. P. Classificação das barragens de contenção de rejeitos de mineração e de resíduos industriais no estado de Minas Gerais em relação ao potencial de risco. UFMG: Belo Horizonte (Dissertação de Mestrado), 2008.

EMBRAPA, Mamona : o produtor pergunta, a Embrapa responde / editores técnicos, Liv Soares Severino, Máira Milani, Napoleão Esberard de Macêdo Beltrão. – Brasília, DF : Embrapa Informação Tecnológica, 2006. 248p. : il. – (Coleção 500 perguntas, 500 respostas), 2006.

EMBRAPA, Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais . Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010 26 p.: il. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 8). ISSN 1806-3322, 2010.

EMBRAPA, Manual de métodos de análise de solo, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. – 2. Ed. Rev. Atual. – Rio de Janeiro, 1997.

EMBRAPA, Sub-espécies de mamona. / por Máira Milani, Sabino Ramalho Miguel Júnior, Romero de Lima Sousa.- Campina Grande: Embrapa Algodão, 2009.

EPA. (2000). Introduction of phytoremediation. EPA/600/ R-99/107. Recuperado em 5 Maio 2012, de <http://nepis.epa.gov>

FERNICOLA, N. A. G. G.; BOHRER-MOREL, M. B. C; BAINY, A C. D. Ecotoxicologia.

In . AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A.A.M.(Ed.). **As bases toxicológicas de ecotoxicologia**. São Carlos: RiM, 2003. São Paulo InterTox, 2003. p. 221-243.

FLECK, A; ZAGO, L.E. **Estudo e caracterização para o reaproveitamento do rejeito remanescente da mineração de cobre das Minas do Camaquã Caçapava do Sul – RS, 107 pp, 2013.**

FONSECA, M.A; SOBREIRA, M. F.G; **Impactos físicos sócias das antigas atividades de mineração em Ouro Preto, Brasil. Geotecnia. N 92 p. 5-28, 2001.**

FU, S. S.; LI, J.; FENG, Q.; LI, X. J.; LI, P.; SUN, Y. B.; CHEN, Y. **Soil quality degradation in a magnesite mining area. Pedosphere, 21(1):98-106, 2011.**

GLASS, D. J. **Economicalpotentialofphytoremediation**. In: RASKIN, I.; ENSLEY, B. D., eds. **Phytoremediation of toxicmetals: Using plants to clean up the environment**. New York, John Wiley& Sons, 2000, p. 15-31.

GÓES, M.A.C; **Livro de Tratamento de Minérios, Amostragem. Cap 2. 4ª Edição. 2004.**

Guerinot ML, Yi Y. 1994. Iron: Nutritious, noxious, and not readily available. Plant physiology 104, 815–820.

HA NTH, SAKAKIBARA M, SANO S. **Accumulation of indium and other heavy metalsbyele o charisocicularis: anoption for phytoremediation and phytomining. Bi-ores our technol 102:2228– 2234. 2011.**

HAMMER D, KELLER C (2003) **phytoextractionofcdand Zn withthlaspicar-ulescens in fieldtrials. Soil Use Manag 19(2):144–149**

HAQUE, N., PERALTA-VIDEA, J. R., JONES, G. L., GILL, T. E., & gardea torresd ey, J. L. (. **Screening the phytoremediation potencial of desert broom (Braccharissorothroides Gray) growing on mine tailings in Arizona, USA. Environ mental Pollution, 153, 362-368, 2008.**

HARTLEY-WHITAKER J, AINSWORTH G, VOOIJS R, BOOKUM WT, SCHAT H, ME-HARG A.A. **Phytochelatins Are Involved in differentialarsenatetolerance-holcuslanatus. Plantphysiology. V126, p. 299-306. 2001.**

HELL R, STEPHAN U.W. **IRON uptake, traffickingandhomeostasis in plants. Planta 216, 541–551. 2003.**

HILLMAN, R. S. **Hematopoeiticagentes: growth factors, minerals and vitamins**.In: HARDAMAN, J.G.; LIMBIRD, L.E.(Eds.) **Goodman and Gilman’s the pharmacotological basis of therapeutics. 9th. Ed. New York: mcgraw Hill. 1995.**

HOWELER R.H. **Iron- inducedorangingdiseaseof rice in relationtophysicochemicalchanges in floodedoxisol. Soil Science Societyof American Proecedment, 37: 898–903. 1973.**

JUCOSKI G.O. **Toxicidade de Ferro e Metabolismo antioxidativo em *Eugenia uniflora* L.** Tese de doutorado, Faculdade Federal de Viçosa, MG, Brasil. 2014.

JUCOSKI, G. O. Et al. **Impact of iron toxicity on oxidative metabolism in young *Eugenia uniflora* L.** *Plants. Acta physiologiae plantarum*, v. 35, p. 1645-1657, 2013.

JUCOSKI, G O. et al . **Universidade Federal de Viçosa, maio de Toxicidade de ferro e metabolismo antioxidativo em *Eugenia uniflora*.** 2011.

LIMA, J.F. **Tamanho ótimo de parcela, alocação de fitomassa e crescimento de mamoeiro em casa de vegetação.** 60p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Centro de Ciências Agrárias e Ambientais. Universidade Federal da Bahia, 2006.

LIU, H.; PROBST, A.; LIAO, B. **Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China).** *Science of The Total Environment*, v.339, p.153-166, 2005.

LOMBI, ZHAO & MCGRATH. **Phytoremediation of heavy metal- contaminated soils: Natural hyperaccumulation versus chemistry enhanced phytoextraction.** *Journal of Environmental Quality*, 30(6), 1919-1926. Doi:10.2134/jeq2001.1919, 2001.

MACOVEI, A; (2010); **Effect of heavy metal treatments on metallothionein expression. Profiles in white poplar (*Populus alba* L.) Cell suspension cultures.** *Perfis em choupo (*Populus alba* L.) Culturas de células em suspensão. Analele universitatii din Oradea-facultate de biologie*, Tom. XVII, 2, 274-279. 2010.

MA, Y; PRASAD, MNV, RAJKUMAR; M, FREITAS(2011). **Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils.** *Bio-technol Advan* 29:248–25

MCGRATH SP, LOMBI E, GRAY CW, CAILLE N, DUNHAM SJ, ZHAO FJ (2006) **FIELD evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri*.** *Environ Poll* 141(1):115–125. 2006.

MCGRATH SP, ZHAO F.J. **Phyto extraction of metals and metalloids from contaminated soils.** *Curropin biotechnol* p. 14:1–6, 2003.

MILLER, R. R. **Phytoremediation. 1996.** Disponível em <http://www.gwrtac.org>. Disponível em 18 jun. 2001

MONTEIRO, M. T.; TAVARES, S. R. L.; BARBOSA, M.C.. **Caracterização de substratos a serem utilizados em um projeto de fitorremediação de sedimento de dragagem proveniente do Canal do Fundão-RJ.** XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2005.

MOREIRA, J. A. N.; LIMA, E. F.; FARIAS, F. J. C.; AZEVÊDO, D. M. P. De. **Melhoramento da mamoneira (*Ricinus communis* L.). Campina Grande: EMBRAPA-CNPA, 1996. 29 p. (EMBRAPA-CNPA. Documentos, 44).**

MULLIGAN, C. N.; YONG, R. N.; GIBBS, B. F. **Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: A evaluation. Engineering geology, v. 60, p. 193-207, 2001.**

NASCIMENTO, A. R. V. J. **Atributos físicos e químicos de áreas degradadas pela mineração de scheelita na região tropical semiárida. 2015**

NASS, L. L.; PEREIRA, P. A. A.; ELLIS, D. **Biofuels in Brazil: an overview. Crop Science, Madison, v. 47, n. 6, p. 2228-2237, 2007.**

NICKLOW, C.W.; COMAS-HAEZEBROUCK, P.H.; FEPPER, W.A. **Influence of varying soil lead level on lead uptake of leafy and root vegetables. Journal of the American Society for Horticulture Science, Alexandria, v.108, p.193-195, 1983.**

NÓBREGA, J. Q.; RAO, T. V. R.; BELTRÃO N. E. De M. FIDELES, J.F. **Análise de crescimento do feijoeiro submetido a quatro níveis de umidade do solo. R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental, Campina Grande, v.5, n.3, p.437- 443, 2001.**

O'NEIL P. **Major elements in the earth's crust: Iron. Environmental chemistry. 2nd.ed. New York: Chapman e Hall, cap. 9, p. 151-168, 1991.**

PEIXOTO, C.P; **Dinâmica do Crescimento Vegetal(Princípios Básicos), Cruz das Almas. 2004.**

PEREIRA, M.G. **Comparação de Métodos de extração de cobre, zinco, ferro e manganês em solos do estado do Rio de Janeiro. Revista B. De Ciência do Solo, 25:655-660. 2001**

PINTO, FLÁVIO. **Fatores de bioconcentração e disponibilidade de bário, cádmio, cobre, níquel e zinco em solos e em culturas de interesse agrônômico. 2016**

PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; SILVA, A. A.; PROCÓPIO, S. O.; FERREIRA, L. R. **Fitorremediação de solos contaminados por herbicidas. Planta Daninha, v. 21, n. 2, p. 335-341, 2003.**

PORTES, A. M. C. **AVALIAÇÃO DA DISPOSIÇÃO DE REJEITOS DE MINÉRIO DE FERRO NAS CONSISTÊNCIAS POLPA E TORTA, 2013.**

PRASSAD M.N.V; KIRAN B.R. ***Ricinus communis* L. (Castor bean), a potential-multi-purpose environmental crop for improved and integrated phytoremediation. Euro Biotech J 1(2):1–16, 2017.**

PRATAS, J.; PRASAD, M. N. V.; FREITAS, H.; CONDE, L. **Plants growing in Ravikiran**, 2017.

RIBEIRO, M. R. BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; FABRICIO NETA, A. B.; BOSIACKI M, KLEIBER T, KACZMAREK J. **Evaluation of suit ability of amaranth us caudatus L. And Ricinus communis L. In phytoextraction of cadmium and lead from contaminated substrates.** Archenvironprot 39(3):47–59, 2013.

SANTOS, P. R. P; OLIVEIRA NETO, F. A; GOMES, Z. L. G. C. **Considerações sobre tecnologias para remediação de solos e águas subterrâneas contaminadas e suas aplicações em pólos industriais na região metropolitana de Salvador e na antiga fábrica da Cobrac em Santo Amaro - Ba.** p 79. Monografia (Especialização em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais na Indústria Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1999.

SAVY FILHO, A. **Melhoramento da mamona.** In: **BORÉM, A. Melhoramento de espécies cultivadas.** Viçosa: UFV. P. 385-485, 1999.

SCHMIDT, U. (2003); **Enhancing Phytoextraction: The effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation, and leaching of heavy metals.** Journal of Environmental Quality, **32**, 1939-1954.

SCHMÖGER MEV, OVEN M, GRILL E, **detoxification of arsenic by phytochelatin in Plants.** Plantphysiology. V122:793-802, 2000.

SHAW, A.J. **Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects.** New York, crc Press, **355p**, 1989.

SHRESTHA, R.; LAL, R. **Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation.** Geoderma, v.161, p.168-176, 2011.

SILVA, J. P. S. **Impactos ambientais causados por mineração.** Revista Espaço da Sophia. **N.8.** 2007.

SILVA, L. C. **Avaliações bioquímicas, fisiológicas e anatômicas dos efeitos de poluentes atmosféricos sobre espécies vegetais.** Tese de doutorado, Viçosa, UFV, 109p., 2003.

SILVEIRA, V. C. et al. **Influence of iron on mineral status of two rice (Oryza sativa L.) Cultivars.** Brazilian journal of plant physiology, v. 12, p. 127-139, 2007.

SIQUEIRA-SILVA, A. I. Et al. **Iron plaque formation and morphoanatomy of roots from species of foresting subjected to excess iron.** Ecotoxicology and Environmental Safety, v. **78**, p. **265-275**, 2012.

SMITH K;, SCHWAB A.P; BANKS M; **Phytoremediation of polychlorinated biphenyls (PCB) contaminated sediment: a green house feasibility study.** J Environ Qual **36:239–244**, 2007.

SUSARLA, S., MEDINA, V. F., & MCCUTCHEON, S. C.. **Phytoremediation: Anecological solution o organic chemical contamination**. Ecological engineering, 18, 647-658. Doi:10.1016/S0925-8574(02)00026-5, 2002.

TRINDADE A.O., SOARES L.O. **Caracterização dos rejeitos das Minas do Camaquã para reaproveitamento sustentável**, 2014.

VALE. Projeto Ferro Carajás. 48 p. 2012. Disponível em: VALE. [Http://www.vale.com/PT/aboutvale/initiatives/s11d/Documents/Final-books11d-PORT.pdf](http://www.vale.com/PT/aboutvale/initiatives/s11d/Documents/Final-books11d-PORT.pdf)em: Acesso em: 04/05/2018

VASCONCELLOS, M. C. **FITORREMEDIAÇÃO: Uma proposta de descontaminação do solo**, 2012.

YOON J. **Accumulation of pb,Cu, and Zn in native plants grow in gon a contaminated Florida site**. Sci Total Environ 368(2):456–464, 2006.

ZURERA, G.; ESTRADA, B.; RINCON, F.; POZO, R. **Lead and cadmium contamination levels in edible vegetables. Pollution Environmental Contamination Toxicology, New York, v.38, p. 805-812, 1987.**

WHO- World Health Organization. Cadmium: environmental aspects. Geneva: WHO, 1992. 156 p. (Environmental Health Criteria 135). Disponível em: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc135.htm#sectionNumber:6:1>. Acesso em 20 de Nov. 2018.

BRANDÃO, S. L. **pH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA EM SOLUÇÃO DO SOLO, EM ÁREAS DE PINUS E CERRADO NA CHAPADA, EM UBERLÂNDIA (MG)**. Caminhos de Geografia 3(6), Jun. 2002

BRADY, N. C. **Natureza e Propriedades dos Solos**. Ed. Biblioteca Universitária Freitas Bastos. 1983. 6a edição.

TOMÉ Jr., J. B. **Manual para Interpretação de Análise de Solo**. Editora Guaíba: Agropecuária, 1997.

Hansen, M. A.; Fensterseifer, H. C. **Caracterização edafopedológica da sub-bacia do arroio João Dias: caracterização edafopedológica da sub-bacia do arroio João Dias como ferramenta de planejamento ambiental, bacia hidrográfica do rio Camaquã, rs, Brasil**.1996.

JUCOSKI, G. O. **Excesso de ferro sobre o crescimento e a composição mineral em Eugenia uniflora L**. Revista Ciência Agronômica, v. 47, n. 4, p. 720-728, out-dez, 2016.

PINTO, A. F. **Fatores de bioconcentração e disponibilidade de bário, cádmio, cobre, níquel e zinco em solos e em culturas de interesse agrônomico**. 2016.